MEIO AMBIENTE SUSTENTABILIDADE & TECNOLOGIA

(Organizador)
José Henrique Porto Silveira

10

Editora Poisson

Organizador
José Henrique Porto Silveira

Meio Ambiente, Sustentabilidade e Tecnologia
Volume 10

1ª Edição

Belo Horizonte
Poisson
2022

Editor Chefe: Dr. Darly Fernando Andrade

Conselho Editorial
Dr. Antônio Artur de Souza – Universidade Federal de Minas Gerais
Ms. Davilson Eduardo Andrade
Dra. Elizângela de Jesus Oliveira – Universidade Federal do Amazonas
Msc. Fabiane dos Santos
Dr. José Eduardo Ferreira Lopes – Universidade Federal de Uberlândia
Dr. Otaviano Francisco Neves – Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais
Dr. Luiz Cláudio de Lima – Universidade FUMEC
Dr. Nelson Ferreira Filho – Faculdades Kennedy
Ms. Valdiney Alves de Oliveira – Universidade Federal de Uberlândia

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

M514
Meio Ambiente, sustentabilidade e tecnologia - Volume 10 / Organização: José Henrique Porto Silveira - Belo Horizonte - MG: Poisson, 2022

Formato: PDF
ISBN: 978-65-5866-169-6
DOI: 10.36229/978-65-5866-169-6

Modo de acesso: World Wide Web
Inclui bibliografia

1. Meio ambiente 2. Gestão. 3. Tecnologia I. SILVEIRA, José Henrique Porto II. Título

CDD-333.72

Sônia Márcia Soares de Moura – CRB 6/1896

O conteúdo deste livro está licenciado sob a Licença de Atribuição Creative Commons 4.0.
Com ela é permitido compartilhar o livro, devendo ser dado o devido crédito, não podendo ser utilizado para fins comerciais e nem ser alterada.

O conteúdo dos artigos e seus dados em sua forma, correção e confiabilidade são de responsabilidade exclusiva dos seus respectivos autores.

www.poisson.com.br

contato@poisson.com.br

Prefácio

A trajetória dos seres humanos vem sendo escrita com ênfase sempre na nossa infinita capacidade de subjugar a natureza, extrair dela o que nos interessa e descartar o que não nos serve na forma de resíduos. Tais resíduos no ar, na água ou no solo representam o que deve ser evitado, mitigado ou controlado. É poluição ou degradação. Em grande parte essa trajetória desastrada é decorrente da evolução das ciências e suas tecnologias.

Mas quando se começa perceber o desastre, mesmo que lenta e gradativamente a ciências e suas tecnologias podem se constituir em reversão da catástrofe prenunciada. Novos tempos, tempos de pensar de forma sistêmica e ecológica.

Nessa perspectiva, meio ambiente e sustentabilidade são expressões fundamentais. Conceitos distintos, mas indissociáveis para podermos pensar para agir e agir para construir o futuro da humanidade. É assim que as ciências atuam, buscando respostas com a ampliação dos conhecimentos e encontrando soluções com novas tecnologias. Nesta busca incessante para criar e construir soluções para os problemas ambientais e de encontrar caminhos para manifestação dos preceitos da sustentabilidade, tecnologias são ensaiadas e sugeridas como viáveis e mesmo projetadas para execução.

E este é o verdadeiro papel das ciências nas academias e nos centros de pesquisa, envolvendo as muitas disciplinas que se integram na construção do conhecimento socioambiental: engenharia, arquitetura, sociologia, psicologia, geografia, antropologia, biologia, pedagogia e tantas outras. Quase sempre são processos que envolvem a multi, a inter e a transdisciplinaridade.

Nessa coletânea, a intenção principal é mostrar possibilidades, algumas mais outras menos detalhadas, mas todas dotadas de intencionalidades em relação à busca de um futuro melhor.

Como ambientalista e profissional com muitos anos de atuação nas áreas de avaliação de impactos e educação ambiental vejo como muito promissor as ideias e soluções técnicas que estão sendo gestadas no meio acadêmico nas áreas de meio ambiente e sustentabilidade.

Reitero que as temáticas como meio ambiente e sustentabilidade devem estar em constante interação na construção do futuro, já que inevitavelmente a nossa permanência como espécie depende da permanência de outras espécies da flora e da fauna e da boa qualidade dos elementos ar, água e solo. Nunca é tarde na busca de reverter a nossa trajetória, usando bom senso e o conhecimento proporcionado pelas ciências e pelas culturas milenares sobre o meio ambiente.

José Henrique Porto Silveira

Sumário

Capítulo 1: Post-mined areas monitoring in Brazilian Amazonia: a new perspective on soil restoration indicators in tropical forests 8

Felipe Hashimoto Fengler, Adriano Bressane, Renan Salazar Tchechen, Amanda Louisi dos Santos Galvão, Regina Márcia Longo, Admilson Írio Ribeiro

DOI: 10.36229/978-65-5866-169-6.CAP.01

Capítulo 2: Debris flow susceptibility mapping for prevention in risk areas: a novel physiographic compartmentalization-based approach 26

Gabriela Lumiatti, Fábio Augusto Gomes Vieira Reis, Lucilia do Carmo Giordano, Claudia Vanessa dos Santos Corrêa, Amanda Louisi dos Santos Galvão, Adriano Bressane

DOI: 10.36229/978-65-5866-169-6.CAP.02

Capítulo 3: Plano de Segurança de Água e gestão de risco 37

Diênifer Calegari Leopoldino Guimarães, Selma Clara de Lima

DOI: 10.36229/978-65-5866-169-6.CAP.03

Capítulo 4: Uso e ocupação de bacias hidrográficas na cidade de Boa Vista – RR..... 41

Antônio Carlos Ribeiro Araújo Júnior, Adriane Karina Amin de Azevedo

DOI: 10.36229/978-65-5866-169-6.CAP.04

Capítulo 5: Avaliação de impactos geoambientais em bacia hidrográfica peri-urbana: Um estudo de caso 48

Adriano Bressane, Isabela Lopes Lima Araújo, Isadora Gurjon Gomes, Graziele Coraline Scofano da Rosa, Mirela Beatriz Silva, Ana Paula Garcia Goulart

DOI: 10.36229/978-65-5866-169-6.CAP.05

Capítulo 6: Contaminação por óleo (2019) e resíduos sólidos (2021) no litoral do Nordeste..... 56

Lana Machado Alves, Italo Felipe da Silva, Weslley de Andrade Silva, Paula Christine Dantas de Lima Pereira dos Santos, Ana Karla Costa de Oliveira

DOI: 10.36229/978-65-5866-169-6.CAP.06

Capítulo 7: Utilização do zebra fish (*Danio rerio*) como espécie de avaliação da toxicidade de efluentes: Uma revisão..... 63

Jandira Leichtweis, Nicoly Welter, Yasmin Vieira, Siara Silvestri, Bárbara Classen, Elvis Carissimi

DOI: 10.36229/978-65-5866-169-6.CAP.07

Sumário

Capítulo 8: Análise do processo de destinação dos eletroeletrônicos inservíveis do IFPA - *Campus* Bragança 71

Alana Quezia Silva Costa, Luciana Leal Pimentel Oliveira

DOI: 10.36229/978-65-5866-169-6.CAP.08

Capítulo 9: Aplicabilidade do ponto de entrega voluntária como coleta seletiva..... 85

Amanda Gomes, Danilo Júnior Teixeira Severino, Valter Gomes, Bruna Soares de Souza Lima Rodrigues, Sebastião Renato Valverde, Maria Isabel Cristina Batista Mayrink

DOI: 10.36229/978-65-5866-169-6.CAP.09

Capítulo 10: O uso de tecnologias digitais como solução na mitigação dos desperdícios nas cadeias de suprimentos 88

Omar Ouro-Salim, Ayawovi Djidjogbe Fanho

DOI: 10.36229/978-65-5866-169-6.CAP.10

Capítulo 11: Avaliação da Gestão Ambiental Pública dos municípios de Rondônia ... 99

Alexandre de Freitas Carneiro, José Arilson de Souza, Alex Fabiano Bertollo Santana

DOI: 10.36229/978-65-5866-169-6.CAP.11

Capítulo 12: Avaliação do desempenho socioambiental de um Sistema Silvipastoril no estado de Rondônia 113

André de Almeida Silva

DOI: 10.36229/978-65-5866-169-6.CAP.12

Capítulo 13: Preços pagos aos agroextrativistas no sistema produtivo da Piaçava da Bahia - Fibra vegetal..... 118

Noara Modesto Pimentel, Claudio Henrique Soares Del Menezzi, Haroldo César Bezerra de Oliveira, Renilda Conceição dos Santos

DOI: 10.36229/978-65-5866-169-6.CAP.13

Capítulo 14: Características biométricas e desenvolvimento radicular de mudas de Angico Vermelho cultivadas com lodo de ETA 125

Elaine Basilio Figueiredo, Rosane Freire Boina

DOI: 10.36229/978-65-5866-169-6.CAP.14

Sumário

Capítulo 15: Patrimônio genético: Aspectos legais para o desenvolvimento científico e manutenção da biodiversidade..... 132

Marília Assunção Mendonça, Osania Emerenciano Ferreira, Halax Duart Martins Silva, Katianne Assunção Silva e Silva, Everlon Cid Rigobelo

DOI: 10.36229/978-65-5866-169-6.CAP.15

Autores:..... 138

Capítulo 1

Post-mined areas monitoring in Brazilian Amazonia: a new perspective on soil restoration indicators in tropical forests

Felipe Hashimoto Fengler

Adriano Bressane

Renan Salazar Tchechen

Amanda Louisi dos Santos Galvão

Regina Márcia Longo

Admilson Írio Ribeiro

Abstract: This research analyzed soil quality parameters as indicators of restoration assessment for post-mined conditions in tropical forests. Data collected from 2011 to 2014 were used, in plots with planting age between 8 and 23 years. All parameters were analyzed in terms of trends, correlations and principal component analysis, considering different overload conditions and the reference ecosystem of the Amazon rainforest. Our findings may support the development of soil quality indices and guidelines to monitor and restore mined environments in tropical soils, since several soil parameters were sensitive to climatic conditions and in differentiating the analyzed environmental conditions.

Keywords**:** Soil fertility, Reference ecosystem, Degraded areas.

1. INTRODUCTION

With more than 4 million km^2, the Brazilian Amazonia represents one of the largest tropical forests in the world, with a size higher than all extension of France, Italy, Spain and Portugal (Hansen et al., 2013). Notwithstanding, since the 19 century several activities have been responsible for the deforestation of great parcels of primary forest (Lavelle et al., 2016; Barret, 1980). Agricultural activities, logging, natural resources exploitation, hydroelectric and transportation projects have transformed the Amazonia landscape, and, although these activities were necessary to the economic and social development, many studies have alerted about the severe impacts in Amazon's ecosystems, especially for mining (Lavelle et al., 2016; Phillips, 2016). Due to the mineral resources are underground, and cannot usually be achieved without removing the vegetation and soils layers above it, the mining impacts all the environmental components, been related with local and global negative impacts, as water and air pollution, social problems, human health harming, and even climate change (Philips et al., 2016; Lima et al, 2016). Particularly in surface mining, there are the creation of huge overburden dumps and voids, promoting significant changes on the landscape and aesthetics (Mukhopadhyay, 2014). As these overburden materials mostly consists of large boulders and loose rocks fragments, devoid of organic matter and nutrients, the reestablishment of the multi-scale ecosystem processes, that exists in the natural systems, represents a very difficult task, not allowing, in many cases, a full mitigation of the environmental negative impacts of mining (Luna et al., 2016; Bradshaw, 2000). For tropical countries this scenario is even worse. The warmer and wetter climatic conditions lead to an increase in sediment loads, nutrient washing, and a higher complexity of ecosystem's process. In addition, there is a lack of basic and essential information about forest restoration when compared to temperate forests. Information's about seed availability, propagation techniques, growth rates and site adaptability for the hundreds of candidate tree species present in natural forests results in several difficulties founded by restorationists to reestablish the natural vegetation at tropical systems (Philips et al., 2016).

Some sudies that explore this topic are still sparse. The few examples in literature, commonly relied on planting of either native or exotic forest species to rapidly establish tree cover on reclaimed mine sites and thereby facilitate natural forest succession, have demonstrated that the endpoints obtained in the forest restoration are highly dependent on soils properties of the mined environments (Leinfelder et al., 2015; Sousa et al., 2011). The post-mined soil properties had a high influence in the formed ecosystems, leading to apart characteristics from the reference ecosystems, due to the permanent environmental damage (Mukhopadhyay, 2016; Ribeiro et al., 2016; Yada, et al., 2015).

Furthermore, Amazonian soils are predominately characterized by low natural fertility and high acidity, with deficiencies in P, N, K, S, Ca, Mg, B, Cu, Zn, and occasionally micronutrients (Costa et al., 2006). The climatic conditions of high temperature and high rainfall prevail in favor of an intense weathering of minerals, and hence the formation of soils with predominantly 1:1 clay minerals and iron oxides . Moreover, although recent studies founded the presence of 2:1 clay minerals (Delarmelinda et al., 2017), in general, there is a predominance of low contents of exchangeable base cations, low bases content and high exchange Al. These characteristics result in an adverse scenario for the vegetation development, being the natural environment the result of a sensible equilibrium among the physics and biological environmental properties. Therefore, given the high vulnerability of the Amazon ecosystem, a special careful is required in forest restoration, in order to avoid a continued cycle of degradation and biodiversity loss (Parrotta and Knowless, 2001). Hence, although the knowledge of operations based on silvicultural and ecological principles have been developed over time, with worldwide examples (Bradshaw, 2000) and for Amazonian mined lands (Ribeiro et al., 2015; Longo et al, 2011), there are still a need of further investigations around the influence of the soil properties of the mined lands in Amazon's ecosystems, especially when the forest restoration is sought.

In this context, this research had as goal to build a background about the behavior of several soil quality parameters at different post-mined soil-substrate conditions in Brazilian Amazonia. The study was taken in six deactivated mines at Jamari National Forest, in western Brazilian Amazonia, where the forest restoration was adopted, within planting age varying from 8 to 23 years. Three main approaches were conducted at the different environmental conditions of overburdens soils and in the natural forest (reference ecosystem) over time. Firstly, several soil chemical, physical and biochemical parameters were evaluated through boxplot exploratory analysis to understand the trends and variations of soil quality parameters. Secondly, Spearman Correlation Analysis was conducted in order to find out the relationship among the soil quality parameters at the overburden's soils. Then, Principal Component Analysis was taken to understand how this several soil properties can be summarized and employed as indicators to

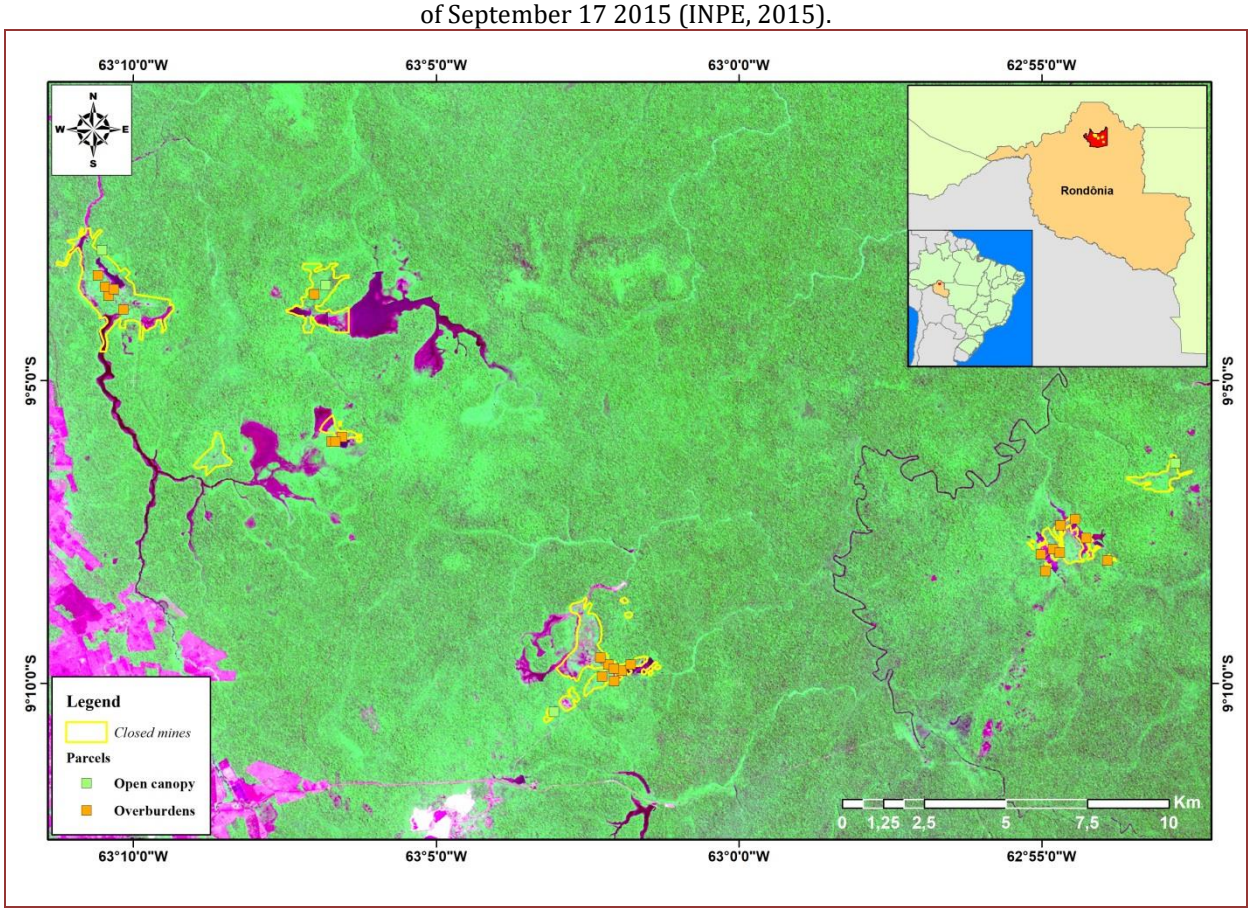
monitor the long-term land reclamation success, as well as to establish guidelines for soil restoration in tropical forests.

2. MATERIAL AND METHODS

2.1. STUDY AREA

The Jamari National Forest is located in the Brazilian Western Amazonia, in Rondônia State, at Latitude 09 ° 00 '00 " S - 09 ° 30 ' 00" S and longitude 62 ° 44 ' 05 "O - 63 ° 16 ' 54 "W (Figure 1). The climate in the region was classified as tropical rainy (Aw), according to Koppen, with a well-defined dry season in winter, from July to August, and rainy season in summer, from December to March. The average temperatures vary from 24 to 26°C and average annual rainfall from 1750 to 2750mm, within 90% of the total income in the wet season. The relative humidity maintains above 80% in summer and near to 75% in fall and winter (Ribeiro et al., 2016; MMA/IBAMA, 2005).

Figure 1. Study area location, at southern Amazonia, in Rondônia State, Brazil, highlighting the closed mines within Jamari National Forest and the 28 evaluated plots. (True color-composite: red band in R channel, near infrared band in G channel, and green band in B channel). Source: CBERS 4 scene 175/110 of September 17 2015 (INPE, 2015).



The relief unit that dominates the landscape is the Western Amazon's Downgraded Plateau, with altimetry ranging about 100 and 200 meters above sea level. The regional vegetation is composed by open rain forest with small patches of tropical rainforest, characterized by the high richness of spaced arboreal individuals and a diverse wildlife, including several species that are threated of extinction.

The study was developed in seven deactivated mines (Figure 1) within Jamari National Forest, with cassiterite exploitation in the past. All closed mines have been reclaimed since the 1990s, aiming the reintegration to the dominant Amazonia landscape. The main original soils were Typic Kandiudox and Typic Paleudults.

Given the soil alteration caused by mining, all post mined soils/substrates were prior classified before the establishment of actions and site's preparation, based on the environmental damage assessment, as shown in Ribeiro et al. (2015). Actions were implemented before the revegetation with native species, including the topographic reconstruction, control of runoff, and soil restoration, using composting associated with green manuring, chemical fertilizers and liming, depending on the characteristic and the extension of the environmental damage at each site (Ribeiro et al., 2015; Yada et al. 2015; Longo et al., 2011).

All mined substrates were prepared for planting with soil scarification and calcareous application (2 mg/ha), with sequentially soil grading. The chemical fertilizers were applied with application by haul, using Urea (45 % N), simple superphosphate (18 % P_2O_5) and potassium chloride (60 % KO). In green meaniring the leguminous species *Crotalaria juncea*, *Canavalia ensiformis*, *Cajanus cajam* and *mucuna aterrima* were used, and at the moment of flowering the green mass was incorporated superficially by harrowing (Yada et al., 2015).

The vegetation raised on the different soil/substrates was composed by 91 planted species, belonging to 37 families, and 22 species prevenient of natural seed dispersion. The main botanical families are *Fabaceae, Myrtaceae* and *Clusiaceae*, with *Cecropiaceae, Clusiaceae, Cannabaceae, Malvaceae, Melastomataceae, Moraceae, Piperaceae, Siparunaceae* families from natural regeneration.

The most common species along the reclamation sites are *Inga laurin* and *Syzygium cumini*, both with high density, due to a large utilization in the revegetation process. In the naturally regenerated individuals, the most common species are *Bellucia grossularioides, Astrocarium aculeatum* and *Trema micrantha*.

2.2. SOIL SAMPLES

The soil samples were taken at 28 parcels (50x50m) distributed along six closed mines (Table 1). At each site, three 10x10m quadrates were marked with GPS and 6 soil samples (0-20cm) were taken per quadrate. Each quadrate samples were mixed and reduced to approximately 0.5 kg by conning-quartering method, yielding one composite sample per quadrate, and totaling three composite samples for each parcel. Same sampling procedures were conducted in the four parcels located in the reference ecosystem (open canopy forest).

After the data collection, the samples designated to physico-chemical analysis were air dried at room temperature (30 to 35 °C), lightly crushed with a mortar and pestle, and passed through a 2 mm sieve. For the soil samples designated to biochemical analysis, the transportation was made in refrigerated boxes, with storage at 4 °C until the laboratory analyses.

All laboratorial analysis was carried out in the Biochemical Laboratory of São Paulo Estate University, Faculty of Agrarian and Veterinary Sciences of Jaboticabal-SP by standard procedures (Table2). All collections and analysis were made for the years 2011, 2012, 2013, and 2014, with exception of the soil texture analysis that was carried out only in 2011.

2.3. STATISTICAL ANALYSIS

The data were partitioned in four main treatments, considering the soil-substrates of the evaluated parcels and the reference ecosystem (Pit Mie, Caped Tailings, Dry Tailings and Natural reference). The existing variability on each treatment and trends were assessed by Box plots graphical analysis (Tukey, 1977). Box plots were constructed for each variable and sampled year, grouped by the treatments, and considering the quartile measures of data and whiskers (1.5 interquartile range rule).

This type of graphical representation provides a numerical summary of a dataset, which is based on statistical summaries, such as the median and interquartile range (Figure 2). It is robust in the presence of skewness, outliers, does not require assumptions about the population, being widely used in exploratory analysis, and allowing side-by-side comparisons between groups (Ferreira et al., 2016).

The association among all variables was measured in overburden's soils by Spearman correlation test ($p < 0.05$). Principal Component Analysis (PCA) was performed in order to identify how the structure of the variability was manifested by the different variables. Mean values based on three composite samples of each evaluated parcels were calculated and used in statistical analysis, in order to eliminate the effect of existing outliers.

Table 1. Main characteristics from the sampled locations

Sites	Substrate	Substrate particle size (%)			Planting age
		Clay	Silt	Sand	
Site 4 - Mine 2	Pit mine	48	30.2	21.8	10
Site 7 - Mine 5	Pit mine	16.8	7.2	76	15
Site 1 - Mine 5	Pit mine	34.5	8.4	57.1	13
Site 2 - Mine 5	Pit mine	37.2	29.6	33.2	12
Site 6 - Mine 5	Pit mine	55.7	11.2	33.1	15
Site 7 - Mine 4	Pit mine	45.7	25.3	29	9
Site 8 - Mine 4	Pit mine	53.7	11.3	35	17
Site 4 - Mine 4	Pit mine	55.7	11.2	33.1	9
Site 1 - Mine 2	Caped tailing	15.6	10.3	74.1	12
Site 2 - Mine 2	Caped tailing	8	4	88	18
Site 3 - Mine 2	Caped tailing	33.7	4.5	61.8	10
Site 4 - Mine 2	Caped tailing	37.2	29.6	33.2	11
Site 5 - Mine 5	Caped tailing	17.3	2.3	80.4	9
Site 1 - Mine 4	Caped tailing	29.6	27.5	42.9	10
Site 3 - Mine 4	Caped tailing	16.8	7.2	76	8
Site 5 - Mine 4	Caped tailing	16.8	7.2	76	9
Site 1 - Mine 3	Dry tailing	17.5	6.3	76.2	23
Site 1 - Mine 1	Dry tailing	7.9	4.8	87.3	22
Site 2 - Mine 1	Dry tailing	19.6	6	74.4	9
Site 3 - Mine 1	Dry tailing	14.6	1.6	83.8	7
Site 3 - Mine 5	Dry tailing	25.1	9.5	65.4	9
Site 4 - Mine 5	Dry tailing	10.1	3.8	86.1	9
Site 2 - Mine 4	Dry tailing	27.4	7.7	64.9	9
Site 6 - Mine 4	Dry tailing	19.6	7.1	73.3	9

The z-scores standardization was carried out before the PCA, given the differences in the dimensional greatness of evaluated variables (Equation I).

$$Z_{ij} = \frac{(X_{ij} - Xm_j)}{S_i} \qquad \text{Eq. I}$$

where X_{ij} is the original data value, Xm_j is the mean for the i^{th} variable, and S_i is the standard deviation for the i^{th} variable.

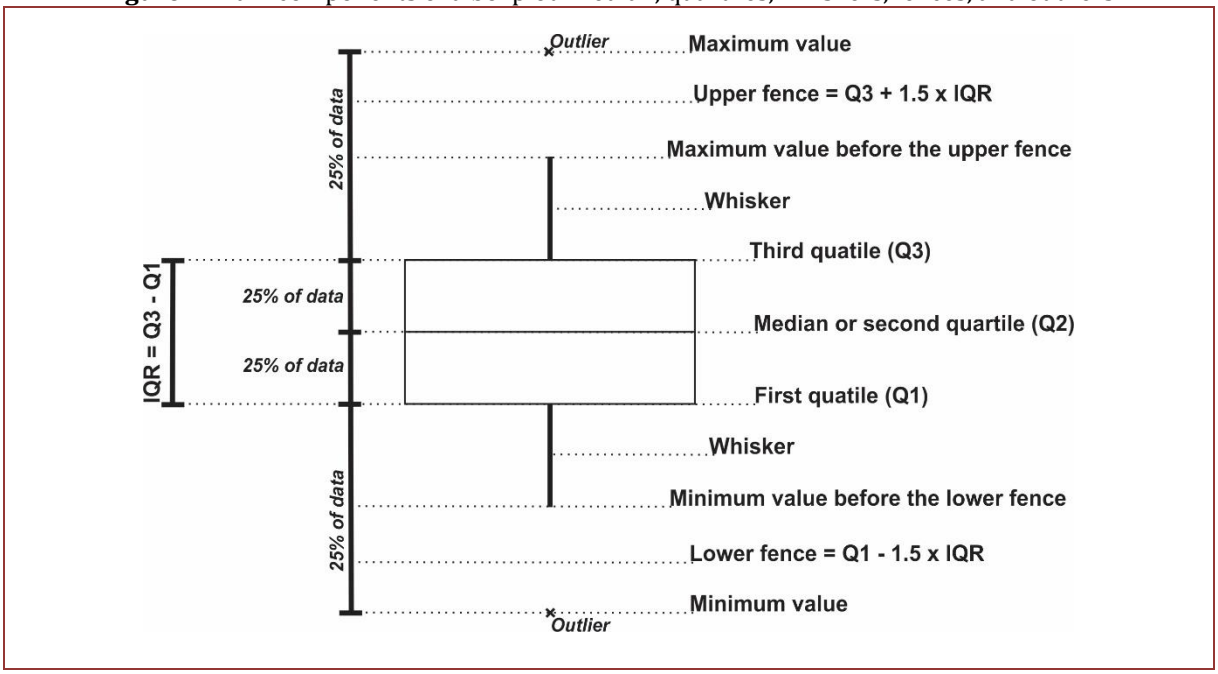
The Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) Test was employed to verify the sample adequacy of data before performing PCA (Hair et al., 1987). Only Principal components (PCs) with Eigenvalues ≥ 1 and explaining at least 5% of the total variation (Mukhopadhyay et al., 2014) were examined. The OBLIMIN rotation was employed to redistribute the variance in the retained PCs and variable loadings that achieved at least ±.30 were evaluated (Hair Jr. et al., 2010).

All statistical analysis was implemented in R statistical software (R Core Team 2017) using the packages ggplot2 (Wickham, 2009), Hmisc (Harrell Jr. and Dupont, 2016), FactoMineR (Le et al., 2008), factoextra (Kassambara and Mundt, 2017) and the routines STHDA (2017, 2017a and 2017b).

Table 2. Standard procedures followed for analysis of physico-chemical and biological parameters of mine soils

Soil quality parameters	Analytical procedures	**Reference**
(a) Physical parameters (2011)		
Clay (%) *Silt (%)* *Sand (%)*	Sieving method International pipette method	Gee and Bauder (1986)
(b) Chemical parameters (2011-2014)		
Soil organic matter (g/dm^3)	Walkley-Black modified	
pH	Soil:water suspension (1:1 w/v)	
Available P (mg/dm^3)	Bray's method	
Exchangeable K, Ca, Mg, H+Al (mmolc/dm^3) *Sum of bases (mmolc/dm^3)*	1 N ammonium acetate extraction method	Raij et al. (2001)
Cation exchange capacity (mmolc/dm^3)	Sodium saturation method	
Base saturation (%)	Calculated as the proportion of the CEC occupied by basic cations	
(c) Biological parameters (2011-2014)		
Moisture content	Gravimetric method	Claessen et al. (1997)
Water Holding Capacity (%)		
Basal Respiration (mg CO_2 kg^{-1} h^{-1})	Quantity of CO_2 released for three days, incubated at 25 C, captured in 0.05 mol L^{-1} NaOH solution and titrated with standard HCl 0.05 mol L^{-1}	Alef e Nannipieri (1995)
Soil microbial biomass carbon (mg C kg^{-1})	Chloroform fumigation and extraction method	Vance et al. (1987)
Dehydrogenase activity (mg TFF kg^{-1} h^{-1})	Incubation in in the presence and absence of triphenyltetrazolium chloride substrate at 30 ° C for 24 h, followed by quantification of triphenylformazan by color spectrophotometer.	Melo et al. (2010)
Cellulase activity (mg TFF kg^{-1} h^{-1})	Incubated at 30 ° C in the presence and absence of the carboxymethyl cellulose substrate for 24 h. After the incubation period, the glucose equivalent was determined by color spectrophotometer.	Pancholy e Rice (1973)
Soil organic carbon (%)	Rapid dichromate oxidation technique	Nelson and Sommers (1996)
qCO$_2$ (mg CO$_2$/g CBM.h)	Calculated by the quotient of basal respiration and soil microbial biomass carbon	Anderson e Domsch (1993)

Figure 2. Main components of a boxplot: median, quartiles, whiskers, fences, and outliers



3. RESULTS

3.1. BOXPLOT EXPLORATORY ANALYSIS AND SOIL CHARACTERISTICS TRENDS OF DEACTIVATED MINES

Water Holding Capacity (WHC) of all overburdens had a great variation among the years, with values ranging between 20 and 74 % (Table 3). The Pit Mine parcels trended to assume higher values in the overburden soils (35 to 74%), reaching near values to the undisturbed forest (reference ecosystem), which varied from 36 to 90% (Table 4).

In box plots (Figure 3B), the third quartile (Q3) of Pit mines parcels had near values to the first quartile (Q1) of the natural forest, indicating that some of Pit mine sites presented similar WHC values with the undisturbed forest (natural condition in the reference ecosystem). Only the Pit Mine parcels with very low WHC (lower end of whiskers in box plots) presented similar WHC with the tailings, and near values were founded between Dry and Caped tailings, despite the differences in coarse fraction. Moisture followed a similar trend (Figure 3A), despite the little higher values in the coefficient of variation.

For Soil Organic Matter (SOM) higher values were also obtained for undisturbed forest, which ranged from 14 to 36 g/dm^3. In overburdens it varied from 5 to 29 g/dm^3, with only parcels with the highest values in Pit mine (upper end of whiskers in box plots, as can be seen in Figure 4A) achieving similar results than the lowest values of the reference ecosystem (lower end of whiskers in box plots in Figure 4A). This variable also presented great variations overtime, with trend of increase from 2011 to 2013, and decrease in 2014.

All soil samples were taken at the same period, for all years, from February to April. Consequently, these results may indicate a natural variation of organic matter in the mined soils and the undisturbed forest. However, in 2014 a very extreme climate condition happened and may have affected SOM values. The precipitation in the first semester of the year was considerably low in Jamari Forest Region, with deficit at 425, 241, 459 mm in relation to 2011, 2012 and 2013, respectively.

In addition, the nebulosity was lower, with a higher solar incidence and higher maximum temperatures, ranging from 1 to 2°C higher (BDMEP/INMET, 2017). This climate variation didn't affect the soil moisture; however, WHC also had decreased in all treatments in 2014 data, in a similar trend observed for SOM.

In undisturbed forest (reference ecosystem) 10 to 20% of the SOM were quantified as Soil Organic Carbon (SOC), while in the overburdens 1.5 to 13%. The mined soils had near values of SOC along the years, with slightly differences between treatments (Figure 3F). However, the stable trend was changed in 2014, with great reduction in the obtained values.

The living fraction of SOM, the Microbial Biomass Carbon (MBC) also had great variations, with increasing trend overtime, achieving in 2014 substantially higher values than in 2013 (Figure 3C). The highest values were obtained for the undisturbed forest, with only Pit mine locations assuming near values. The Soil Basal Respiration (SBR) of overburdens also had an increasing trend; achieving very high values in 2014 (Figure 3H). However, the open canopy forest (reference ecosystem) remained with stable values, ranging from 1 and 2.6 mg CO_2/h.

The microbial metabolic quotient ($qCO2$) revealed stable and low values in open canopy forestcaped, while the overburdens presented great variations among parcels, with significant increase in 2014 (Figure 3G). For enzyme activity all overburdens had great variations, with a trend of increase overtime, achieving near values to the reference ecosystem (Figure 3 D and E).

In terms of soil fertility (Figure 4), the open canopy forest (reference ecosystem) soils had a low natural fertility and high acidity, in agreement with Longo et al. (2011), Costa et al. (2006), with predominance of low contents of exchangeable base cations, low bases content and high exchange Al.

The Cation Exchange Capacity (CEC) was significant higher in the reference ecosystem than in the overburdens, with Pit mine parcels trending to achieve better results (Figure 4B). In addition, the predominance of sand material in the superficial layers of Dry tailings apparently didn't have a significant effect in CEC, since it achieved near values to the Caped Tailings.

Despite the slight trend of increase in CEC, all overburdens had a great decrease in pH overtime, reaching near values of the reference ecosystem (Figure 4J). As a consequence, the potential acidity (H^+ and Al^{3+}) had a great increase (Figure 4E) with reduction in available Bases (Figure 4C). However, the nutrient loads in overburden's soils are still higher than the values of the reference ecosystem, especially for Ca and Mg (Figure 4F and G).

3.2. CORRELATION ANALYSIS

Several significant correlations were obtained for the evaluated parameters (Table 5). As expected, SOM and coarse fraction had positive correlations with moisture and WHC. SOM achieved a higher correlation with moisture (0.31), while the coarse fraction with WHC (0.45), indicating that both parameters are influencing positively the maintenance of soil moisture (SM) and WHC in overburden's soils.

The planting age had significant positive correlations to several parameters, including moisture, WHC, MBC, Dehydrogenase, Cellulase, SOM, CEC, H^+ and Al^{+3}, although mostly weak to moderate. On the other hand, pH had a negative weak correlation with the parcels aging, also significant to 1% of probability, corroborating with the trend of acidification observed in box plot analysis.

As SOM achieved significant correlations with all microbiological parameters, and moderate to strong correlations to soil's fertility, these results suggest that it played a key hole in the soil properties of overburdens. In addition, all nutrients and SB had positive correlations with SOM (P 0.45, K 0.51, Ca 0.43, and Mg 0.48) and didn't achieve significant correlations with coarse fraction.

As a strong correlation was obtained between SOM and CEC (0.82) and weak correlation between the CEC and coarse fraction (0.19 to clay and 0.16 to limn), there are evidences that most of CEC and nutrient availability are also occurring by increase of SOM in the overburdens' soils.

Figure 3. Box plots obtained from physical and biochemical variables of the closed mines and open canopy forest (reference ecosystem) in the inside of Jamari National Forest considering the 1.5 interquartile range rule.

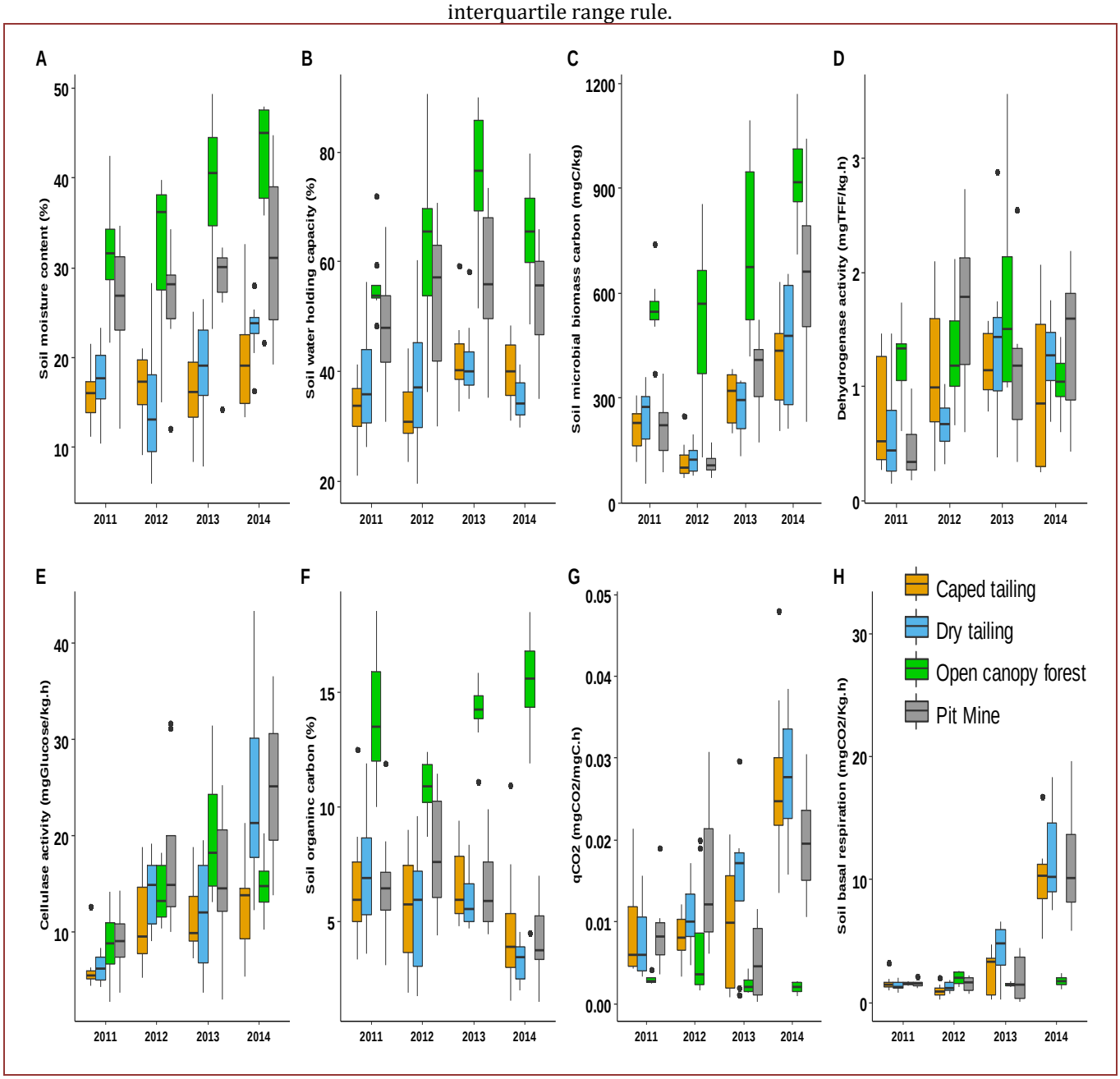


Figure 4. Box plots obtained from soil chemical variables of the closed mines and open canopy forest (reference ecosystem) in the inside of Jamari National Forest considering the 1.5 interquartile range rule

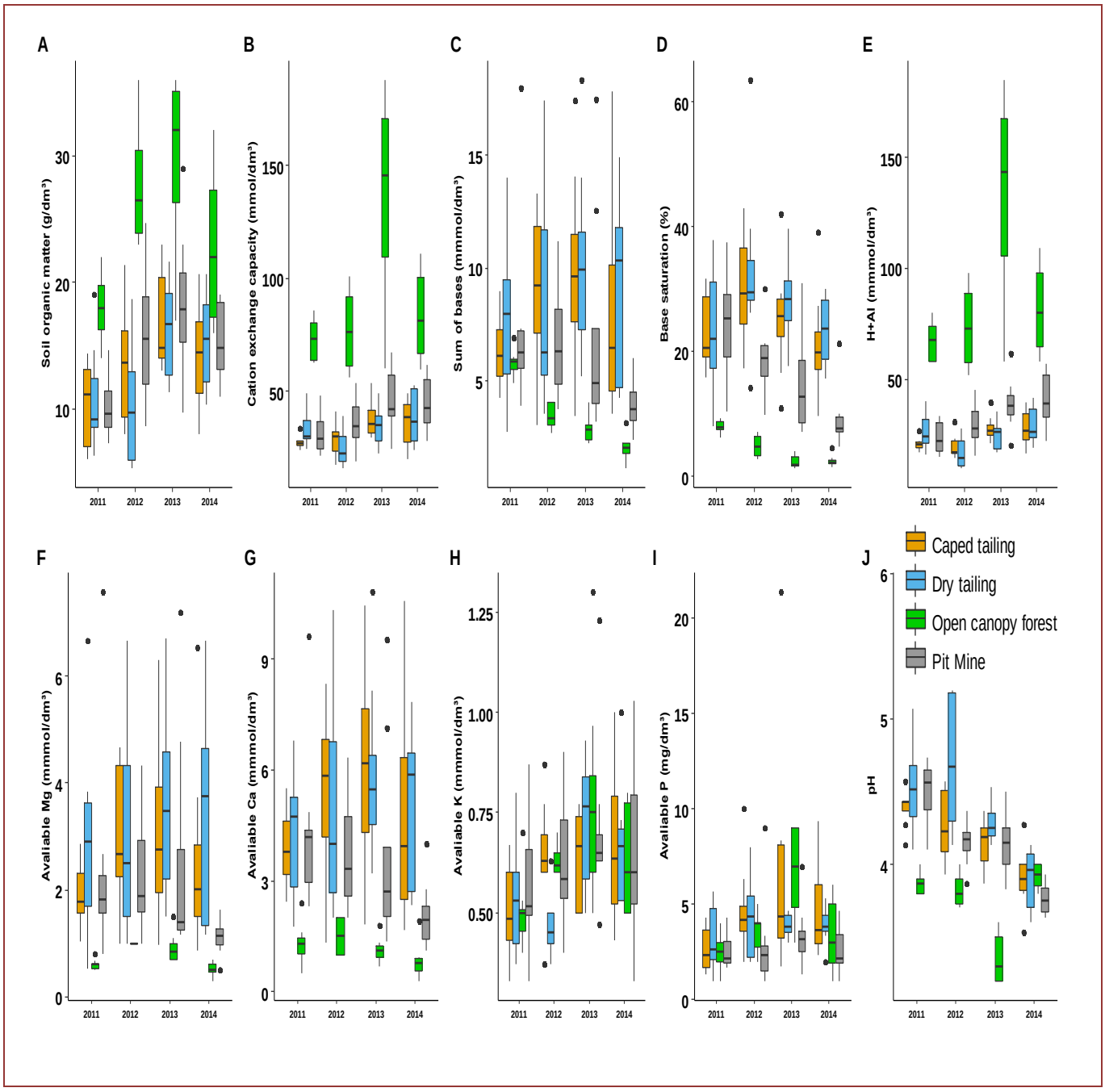


Table 3. Statistical summaries of the dataset for the overburden's soils

Sampled year	Statistical parameter	SM	WHC	RBS	MBC	qCO_2	DA	CA	SOC	P	SOM	CEC	SB	V%	H /Al	Mg	Ca	K	pH
2011	Minimum	10.43	20.92	0.86	55.14	0.0033	0.15	3.68	3.09	1	6	21.37	2.7	7.93	15	0.53	1.77	0.33	4.1
	Q1	14.35	32.08	1.26	149.48	0.0046	0.28	5	4.88	1.67	8.33	25.26	4.82	18.21	18.33	1.5	2.8	0.43	4.3
	Median	17.8	37.16	1.48	236.32	0.0066	0.4	6.12	6.45	2.33	9.83	28.62	6.4	23.13	22	1.83	4.17	0.52	4.43
	Mean	19.86 ±6.77	39.37± 11.43	1.54± 0.48	223.27±	0.0084±	0.61±	7.18±	6.8±	2.78±	10.56 ±	30.83±	7.2±	23.55±	23.62±	2.45±	4.22±	0.54±	4.47±
	CV	34.08	29.04	31.11	37.37	58.85	72.11	39.92	39	46.9	31.9	25.12	46.89	35.17	27.86	68.52	41.21	26.93	5.45
	Q3	23.83	46.82	1.68	291.99	0.0111	0.95	8.41	8.45	3.67	13.92	33.88	8.86	29.8	29.25	2.87	4.87	0.6	4.6
	Maximum	34.72	66.34	3.22	368.59	0.0214	1.47	14.38	12.47	5.67	19	49.27	18	37.93	40.33	7.57	9.6	0.87	5.07
2012	Minimum	5.97	19.49	0.29	70.45	0.0034	0.26	5.31	1.74	1	5.33	16.07	3	9.76	10	1	1.33	0.37	3.87
	Q1	12.22	29.82	0.84	80.4	0.0075	0.6	9.47	4.17	2	8.67	21	4.93	18.56	15.33	1.67	2.67	0.43	4.13
	Median	18.92	38.92	1.08	113.34	0.0095	1.01	13.51	6.44	3.67	12.17	29.6	7.6	26.3	20.84	2.5	4.33	0.59	4.24
	Mean	19.3± 8.02	41.25± 14.42	1.26± 0.54	120.53± 45.99	0.0114± 0064	1.18± 0.72	14.52 ±6.58	6.31± 2.83	3.95± 2.44	13.25 ±5.32	30.22± 10.28	8.05± 3.77	27.48± 11.72	22.17± 9.41	2.8±1 .54	4.68± 2.34	0.58± 0.16	4.4±0 .48
	CV	41.55	34.97	42.7	38.16	56.29	60.59	45.3	44.89	61.75	40.14	34.03	46.87	42.66	42.44	55.11	50.1	27.04	10.87
	Q3	27.35	51.56	1.76	156.8	0.0131	1.83	18.15	8.62	5.17	17.67	38.55	11.27	32.63	27.42	4.25	6.67	0.66	4.52
	Maximum	34.35	70.64	2.18	249.27	0.0308	2.73	31.74	11.42	10	24.67	53.83	17.43	63.54	45.33	6.67	10.33	0.9	5.87
2013	Minimum	7.9	32.71	0.11	134.01	0.0003	0.34	3.01	4.44	1.33	9.67	22.53	3.17	7.18	17.33	0.97	1.37	0.47	3.83
	Q1	14.49	37.63	0.5	230.89	0.0014	0.85	8.33	5.02	3	13.25	31.47	5.21	14.53	24.25	1.4	2.81	0.55	4.06
	Median	20.05	43.11	3.47	332.43	0.0099	1.27	13	5.81	3.67	16	37.3	8.55	24.76	28	2.34	5.17	0.67	4.2
	Mean	20.86 ±7.73	47.23± 11.8	2.87± 2.19	315.42± 100.92	0.01±0. 0083	1.26± 0.59	12.93 ±5.84	6.35± 1.63	4.66± 3.96	17.18 ±4.65	39.6±1 1.36	9.02± 4.71	22.99± 9.91	30.58± 10.26	3.12± 1.95	5.21± 2.83	0.69± 0.17	4.19± 0.18
	CV	37.05	24.98	76.36	32	82.98	46.82	45.15	25.7	85.11	27.09	28.69	52.25	43.12	33.54	62.42	54.28	24.83	4.33
	Q3	27.39	56.9	4.35	381.83	0.0172	1.56	17.78	7.52	4.67	21	45.82	12.1	28.87	36.58	4.69	7.51	0.77	4.3
	Maximum	32.28	73.52	6.62	525.36	0.0297	2.88	25.28	9.88	21.33	29	67.07	18.37	42.07	61.67	7.2	10.8	1.23	4.53
2014	Minimum	13.39	29.63	5.24	206.9	0.0106	0.25	5.46	1.5	1	8	20.17	2.37	4.73	16.67	0.5	1.13	0.33	3.53
	Q1	19.29	34.59	8.12	292.03	0.0175	0.6	13.99	2.64	2.33	11.84	28.66	3.85	9.43	24.08	1.18	2.14	0.53	3.7
	Median	23.78	39.51	10.21	492.82	0.0236	1.28	19.27	3.65	3.5	14.84	37.32	4.75	18.09	33	1.49	2.74	0.63	3.85
	Mean	24.88 ±8.53	42.67± 10.8	11.62 ±5.7	504.1±2 21.23	0.0248± 0.0091	1.2±0 .6	20.58 ±9.7	4.09± 2.14	3.76± 2	15.04 ±3.6	39.88± 11.84	7.03± 4.33	17.98± 9.02	32.85± 11.26	2.4±1 .86	3.97± 2.51	0.67± 0.19	3.86± 0.19
	CV	34.28	25.3	49.1	43.89	36.68	49.56	47.15	52.45	53.22	23.96	29.69	61.6	50.14	34.28	77.57	63.28	28.81	4.81
	Q3	28.02	48.74	13.83	630.87	0.0314	1.74	28.81	4.59	4.59	18.59	50.85	10.52	25.37	39.42	3.67	6.12	0.76	4
	Maximum	44.81	65.98	31.8	1041.82	0.0479	2.19	43.32	10.95	9.33	20.67	61.77	17.83	39.19	57	6.67	10.57	1.03	4.27

Table 4. Statistical summaries of the dataset for the natural reference

Sampled year	Statistical parameter	SM	WHC	RBS	MBC	qCO2	DA	CA	SOC	P	SOM	CEC	SB	V	H / Al	Mg	Ca	K	pH
2011	Minimum	21.6	48.42	1.4	371.14	0.0024	0.61	2.83	9.98	1	14	62.9	4.9	6.21	58	0.5	0.5	0.4	3.8
	Q1	27.06	53.09	1.48	511.63	0.0025	0.96	6.36	11.96	2	15.42	63.83	5.36	7.1	58	0.51	1.01	0.42	3.8
	Median	31.57	53.79	1.56	546.65	0.0027	1.34	8.89	13.49	2.5	18	73.45	5.85	7.87	67.67	0.6	1.3	0.5	3.87
	Mean	31.57±6.3	56.03±7.07	1.57±0.12	552.15±103.06	0.0029±0.0006	1.23±0.35	8.8±3.62	13.91±2.76	2.5±0.89	18±2.82	73.45±9.52	5.78±0.59	7.96±1.06	67.67±9.37	0.6±0.1	1.32±0.55	0.5±0.09	3.87±0.07
	CV	19.97	12.62	7.82	18.67	20.2	28.2	41.1	19.81	35.64	15.65	12.96	10.15	13.27	13.84	16.64	41.72	18.79	1.85
	Q3	35.3	58.24	1.65	600.98	0.0032	1.4	11.56	15.98	3	20.58	83.7	6	9	78	0.65	1.55	0.52	3.9
	Maximum	42.41	71.88	1.79	738.89	0.0042	1.74	14.15	18.52	4	22	85.9	6.9	9.23	80	0.8	2.4	0.7	4
2012	Minimum	15.01	36.18	1.25	130.67	0.0016	0.66	10.35	8.67	2	23	56	2.63	2.8	52	1	1	0.6	3.7
	Q1	24.1	53.23	1.47	215.32	0.0021	1	11.5	9.6	2.25	23.75	60.22	3	3.05	56.5	1	1	0.6	3.71
	Median	36.22	65.58	2.06	569.92	0.0035	1.19	13.26	10.9	4	26.5	76.5	3.32	4.69	73	1	1.5	0.62	3.8
	Mean	31.94±9	63.04±16	2.02±0.56	513.74±265.32	0.0071±0.0077	1.33±0.52	14.04±3	10.81±1.32	3.5±1.07	27.67±4.74	77.08±18.7	3.41±0.56	4.81±1.87	73.67±19.23	1±0	1.5±0.53	0.63±0.04	3.82±0.11
	CV	28.17	25.39	27.58	51.64	107.32	39.27	21.33	12.2	30.54	17.14	24.27	16.45	38.85	26.1	0	35.63	6.89	2.84
	Q3	38.65	69.75	2.58	733.09	0.0155	1.92	17.08	11.97	4	31.25	93.23	4	6.45	90.5	1	2	0.68	3.9
	Maximum	39.75	90.65	2.6	853.9	0.0199	2.12	18.27	12.38	5	36	101	4	7.14	98	1	2	0.7	4
2013	Minimum	23.19	51.46	1.25	418.46	0.0013	0.99	13.15	11.06	3	17	60.4	2.2	1.31	58	0.7	0.7	0.5	3.2
	Q1	32.83	66.5	1.28	522.03	0.0015	1.01	13.77	13.43	4.5	25	102.43	2.33	1.58	99.25	0.7	0.91	0.6	3.2
	Median	40.56	76.54	1.43	676.07	0.002	1.5	18.21	14.22	7	32	145.75	2.83	1.85	143.5	0.83	1.1	0.75	3.3
	Mean	38.87±8.62	75.28±12.87	1.47±0.19	728.42±248.63	0.0023±0.001	1.77±0.9	19.81±6.49	14.06±1.44	6.67±2.57	29.83±6.82	137±44.94	2.83±0.58	2.33±1.01	134.17±44.93	0.92±0.28	1.13±0.34	0.78±0.26	3.35±0.17
	CV	22.18	17.1	13.1	34.13	44.46	50.98	32.77	10.26	38.54	22.85	32.81	20.42	43.36	33.49	30.11	29.7	32.57	5.05
	Q3	45.37	86.37	1.64	967.88	0.0029	2.38	24.56	15.06	9	35.25	173.6	3.08	3.39	170.75	1.07	1.3	0.93	3.5
	Maximum	49.4	89.92	1.78	1095.08	0.0043	3.57	31.42	15.84	9	36	188	4	3.97	185	1.5	1.8	1.3	3.6
2014	Minimum	21.6	48.59	1.08	709.48	0.0009	0.6	10.32	4.46	1	16	59.5	1.1	1.5	58	0.3	0.3	0.5	3.8
	Q1	36.44	56.09	1.51	822.74	0.0014	0.78	12.27	12.7	1.75	17.08	66.7	1.58	1.98	64.17	0.42	0.53	0.5	3.82
	Median	45.01	65.58	1.73	918.91	0.002	1.04	14.76	15.6	3	22	81.45	1.98	2.13	80	0.5	0.77	0.6	3.93
	Mean	41.13±9.11	65.42±10.87	1.76±0.43	934.58±148.67	0.002±0.0007	1.04±0.29	14.86±3.17	14.34±4.42	3.33±1.89	22.67±6.07	83.48±19.31	1.98±0.59	2.47±0.96	81.5±19.22	0.52±0.14	0.83±0.48	0.63±0.15	3.92±0.09
	CV	22.16	16.61	24.43	15.91	33.7	27.7	21.36	30.8	56.57	26.8	23.14	29.54	38.78	23.58	26.71	57.61	23.03	2.23
	Q3	47.72	76.45	2.05	1061.37	0.0026	1.32	17.03	16.79	5	27.75	100.35	2.2	2.77	98.25	0.67	0.92	0.79	4
	Maximum	47.93	79.69	2.44	1171.07	0.0027	1.44	20.28	18.48	6	32	111.2	3.1	4.62	109	0.7	1.9	0.8	4

The activity of dehydrogenases (DA) should be strongly positively correlated to soil organic carbon (SOC), but they had a negligible correlation (-0.02), not agreeing with the findings of Blonska et al. (2016). In addition, SOC had a significant negative correlation with qCO_2 (-0.38), indicating its decreasing whilst qCO_2 increases. Higher values of qCO_2 indicate an adverse environmental condition to the microbial community, where more carbon is necessary to its maintenance (Souza et al., 2006). Therefore, this result support the hypothesis that the climate variation observed in 2014 may have affected the behavior of studied variables, leading to the consumption of SOC and consequently SOM decrease.

3.3. PRINCIPAL COMPONENT ANALYSIS

The measured value for the Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) test (0.8) pointed out a good sampling adequacy, verifying sufficient conditions to perform the PCA (Hair et al., 1987). The first five principal components were considered as the most important (with eigenvalues ≥ 1) in the description of the mined soil data (Table 6), accounting for 76.3% of the data cumulative variability.

The first principal component (PC1) had four soil parameters with significant factor loadings (SOM, SM, CEC, H^+ and Al^{3+}), achieving higher values than the considered by Hair et al. (2010) (±0.55) in the obtainment of important descriptors to our sample size.

These factor loadings represent the correlations among the original variables (soil measured parameters) and the principal components, which are synthetic variables produced by PCA. When this value is high (positively or negatively) there is a greater influence of the original variables in the formation of the component principal, since it has stronger correlations with it. However, they are substantially more susceptible to larger standard errors than typical correlations, since the principal component is formed considering the influence of several variables, not allowing the interpretation of correlations among the variables, even if similar results were obtained in correlation analysis (Legendre and Legendre, 2012; Hair Jr. et al.; 2010).

Moreover, as the principal components also retains some of the existing variation of data, is also possible to partitioning it by the studied variables in the mined soils, considering the factor loadings values. Then, the variables with higher loadings in PC1 (SOM, MBC, CEC, H^+ and Al^{3+}) had concentrate more than 60% of the explained variability of this component, around 16.5% of the total variability (Table 6). Furthermore, pH could also be considered as acceptable contributing, since its loading value is also high (-0.60), representing around 9% of the component variability. Despite this, as the pH had negative correlations with the others variables with significant loadings it has a negative loading value.

In addition, Dehydrogenase, MBC, SOC, V%, P and K presented values bellow the considered as significant (±0.55); however, higher than the minimum proposed by Hair et al. (2010) (±0.3) to understand it as meaningful loadings, retaining around 15% of the component variability (4% of total variability). As the preliminary data analysis showed, this component condensed the variability promoted by the existing variations in SOM at the overburdens soils, representing also the related consequences in CEC, soil acidification, and microbial activity.

The second principal component (PC2) achieved significant loading values for four variables (SB, V%, Mg, and Ca). As V% are derived from SB, and SB is composed by the sum of the soil nutrients, it was expected a high redundancy of these variables. Additionally, P, SOM and pH had values superior to 0.3, indicating that this variables also has some influence on the explained variability of this component. Almost 80% of the explained variability by the PC2 is related to SB, V%, Mg and Ca, representing 18.5% of the total variation. SOM, P and pH had lower explanatory power, retaining around 3.5% of total variability.

Table 5. Results from Spearman's correlation analysis among the physical, chemical and biochemical properties of overburdens soils and planting age, for data collected from 2011 to 2014

	SM	WHC	SBR	MBC	qCO2	DA	CA	SOC	P	SOM	CEC	SB	V%	H/Al	Mg	Ca	K	pH	Clay	Silt	Sand	Planting age
SM	**1.00**	**0.73**	**0.26**	**0.40**	0.07	**0.25**	**0.53**	0.11	**-0.29**	**0.31**	**0.50**	-0.10	**-0.40**	**0.56**	-0.05	-0.17	**0.33**	**-0.24**	**0.38**	**0.32**	**-0.32**	**0.37**
WHC	**0.73**	**1.00**	0.08	**0.32**	-0.06	**0.24**	**0.36**	**0.24**	-0.18	**0.29**	**0.42**	-0.11	**-0.34**	**0.47**	-0.06	-0.17	0.17	-0.08	**0.45**	**0.34**	**-0.40**	**0.26**
SBR	**0.26**	0.08	**1.00**	**0.54**	**0.82**	**0.32**	**0.43**	**-0.28**	0.09	**0.38**	**0.40**	0.04	-0.15	**0.40**	0.01	0.04	**0.33**	**-0.55**	0.05	0.02	-0.03	**0.21**
MBC	**0.40**	**0.32**	**0.54**	**1.00**	0.08	**0.29**	**0.30**	-0.04	0.08	**0.40**	**0.53**	0.00	**-0.27**	**0.56**	0.03	-0.02	**0.30**	**-0.43**	0.13	0.09	-0.09	**0.30**
qCO2	0.07	-0.06	**0.82**	0.08	**1.00**	**0.26**	**0.40**	**-0.38**	0.10	**0.22**	0.18	0.02	-0.03	0.17	-0.03	0.04	**0.21**	**-0.46**	-0.09	-0.10	0.09	0.15
DA	**0.25**	**0.24**	**0.32**	**0.29**	**0.26**	**1.00**	**0.43**	-0.02	0.12	**0.56**	**0.51**	0.16	-0.11	**0.47**	0.15	0.15	**0.33**	**-0.28**	0.15	0.09	-0.13	**0.22**
CA	**0.53**	**0.36**	**0.43**	**0.30**	**0.40**	**0.43**	**1.00**	-0.17	0.03	**0.31**	**0.31**	-0.08	**-0.21**	**0.33**	-0.02	-0.13	**0.26**	**-0.34**	0.16	0.16	-0.14	**0.34**
SOC	0.11	**0.24**	**-0.28**	-0.04	**-0.38**	-0.02	-0.17	**1.00**	0.15	**0.31**	**0.33**	**0.27**	0.11	**0.26**	**0.26**	**0.27**	0.14	**0.21**	0.13	0.19	-0.13	0.08
P	**-0.29**	-0.18	0.09	0.08	0.10	0.12	0.03	0.15	**1.00**	**0.45**	**0.26**	**0.58**	**0.47**	0.06	**0.48**	**0.61**	**0.27**	0.00	-0.19	-0.17	0.14	0.07
SOM	**0.31**	**0.29**	**0.38**	**0.40**	**0.22**	**0.56**	**0.31**	**0.31**	**0.45**	**1.00**	**0.82**	**0.48**	0.07	**0.68**	**0.43**	**0.48**	**0.51**	**-0.35**	0.16	0.15	-0.16	**0.34**
CEC	**0.50**	**0.42**	**0.40**	**0.53**	0.18	**0.51**	**0.31**	**0.33**	**0.26**	**0.82**	**1.00**	**0.33**	-0.19	**0.93**	**0.31**	**0.31**	**0.50**	**-0.39**	0.19	0.16	-0.16	**0.42**
SB	-0.10	-0.11	0.04	0.00	0.02	0.16	-0.08	**0.27**	**0.58**	**0.48**	**0.33**	**1.00**	**0.82**	0.02	**0.95**	**0.98**	**0.28**	**0.34**	-0.14	-0.17	0.12	0.05
V%	**-0.40**	**-0.34**	-0.15	**-0.27**	-0.03	-0.11	**-0.21**	0.11	**0.47**	0.07	-0.19	**0.82**	**1.00**	**-0.50**	**0.78**	**0.81**	0.03	**0.57**	**-0.21**	**-0.26**	0.19	-0.18
H and Al	**0.56**	**0.47**	**0.40**	**0.56**	0.17	**0.47**	**0.33**	**0.26**	0.06	**0.68**	**0.93**	0.02	**-0.50**	**1.00**	0.02	0.01	**0.39**	**-0.52**	**0.21**	**0.21**	-0.18	**0.46**
Mg	-0.05	-0.06	0.01	0.03	-0.03	0.15	-0.02	**0.26**	**0.48**	**0.43**	**0.31**	**0.95**	**0.78**	0.02	**1.00**	**0.88**	**0.21**	**0.40**	-0.15	-0.19	0.16	0.12
Ca	-0.17	-0.17	0.04	-0.02	0.04	0.15	-0.13	**0.27**	**0.61**	**0.48**	**0.31**	**0.98**	**0.81**	0.01	**0.88**	**1.00**	**0.26**	**0.30**	-0.14	-0.16	0.11	-0.01
K	**0.33**	0.17	**0.33**	**0.30**	**0.21**	**0.33**	**0.26**	0.14	**0.27**	**0.51**	**0.50**	**0.28**	0.03	**0.39**	**0.21**	**0.26**	**1.00**	**-0.30**	0.10	0.06	-0.10	**0.22**
pH	**-0.24**	-0.08	**-0.55**	**-0.43**	**-0.46**	**-0.28**	**-0.34**	**0.21**	0.00	**-0.35**	**-0.39**	**0.34**	**0.57**	**-0.52**	**0.40**	**0.30**	**-0.30**	**1.00**	-0.08	-0.09	0.07	**-0.28**
Clay	**0.38**	**0.45**	0.05	0.13	-0.09	0.15	0.16	0.13	-0.19	0.16	0.19	-0.14	**-0.21**	**0.21**	-0.15	-0.14	0.10	-0.08	**1.00**	**0.75**	**-0.95**	0.00
Silt	**0.32**	**0.34**	0.02	0.09	-0.10	0.09	0.16	0.19	-0.17	0.15	0.16	-0.17	**-0.26**	**0.21**	-0.19	-0.16	0.06	-0.09	**0.75**	**1.00**	**-0.87**	0.11
Sand	**-0.32**	**-0.40**	-0.03	-0.09	0.09	-0.13	-0.14	-0.13	0.14	-0.16	-0.16	0.12	0.19	-0.18	0.16	0.11	-0.10	0.07	**-0.95**	**-0.87**	**1.00**	0.06
Planting age	**0.37**	**0.26**	**0.21**	**0.30**	0.15	**0.22**	**0.34**	0.08	0.07	**0.34**	**0.42**	0.05	-0.18	**0.46**	0.12	-0.01	**0.22**	**-0.28**	0.00	0.11	0.06	**1.00**

Where SM represents the soil moisture, WHC is the water holding capacity, RBS is the soil basal respiration, qCO2 is the metabolic coefficient, DA is the dehydrogenase activity, CA is the Cellulase activity, SOC is the soil organic carbon, P is the available phosphorus, SOM is the soil organic matter, CEC is the Cations Exchange Capacity, SB is the Sum of bases, V% is the Base saturation, H and Al are the potential soil acidity, Mg is the available magnesium, Ca is the available calcium, and K is the available potassium. The values in bold are different from 0 with a level of significance of 5% (α=0,05).

Therefore, these results indicate that PC2 had condensed the existing variations caused by site's chemical fertilization and liming, which were required to the neutralization of exchangeable Al^{3+} and H^{+} at the different post-mined substrates. Additionally, the factor loadings demonstrate that the influence of P in overburden's soils was higher in PC2 than PC1 and K in PC1 than in PC2. Furthermore, this result also agrees that both P and K had an association with the SOM (Sá et al.; 2009) and chemical fertilization (Ebeling et al., 2008).

The third principal component (PC3) had almost all variability (96.8%) retained in three variables, the percentage of sand, clay and lim, totaling 13.5% of the total existing variability of overburden's soils. Since the particle size didn't have temporal variations, because the data were only collected in 2011, it is only attributed to the variations in overburden's soils particle size, while for PC1, PC2, PC4 and PC5 we have also the influence of the time in the retained variation.

The loadings in the fourth principal component (PC4) indicate that the variation promoted by the different microbiological activity of mined soils was maintained (around 8% of the total variability). As SBR, qCO_2, Cellulase and Dehydrogenase had higher positive loadings, while SOC and pH a negative value, this component may have represented the phenomena of consumption of SOC with increase of microbial activity, and also the increase of enzyme activity.

In the last principal component (PC5), the moisture, WHC and Cellulase had the highest loading values, indicating that a small portion of variance (5.6%) is associated to the water retention and Cellulase enzyme activity.

4. DISCUSSION

4.1. MICROBIAL ACTIVITY AND SOIL SUPPRESSIVENESS

The Soil microbial activity, biomass and enzyme are worldwide recognized as indicators of soil quality and fertility (Freidooni et al., 2013; Suzyan et al., 2011; Pascual et al., 2000), playing a key role in nutrient cycling, SOM decomposition, the establishing biogeochemical cycles and in the structure of soil.

In our study the soil microbial activity showed great differences among the mined soils and natural forest. Higher values of qCO_2 were obtained for the sites in reclamation, indicating an adverse environmental condition to the microbial community, where more C is necessary to its maintenance (Souza et al., 2006). As this variable is efficient to measure how the soil microbial biomass assimilates available C for cell biosynthesis, it is highly affected by changes in the composition of the microbial population, availability of substrates and abiotic factors (Yada et al., 2015). In contrast, the undisturbed forest presented lower values of qCO_2, where less carbon was lost as CO by respiration, and a significant fraction of carbon was incorporated into the microbial tissue, consequently, reaching a steady state.

A drought event was observed in 2014 climate data, highlighting the differences in qCO_2 among the overburden's soils and reference ecosystem parcels (undisturbed forest). Furthermore, we observed that with the increase of qCO_2, the MBC and SBR also increased, even though significant correlations weren't achieved. Conversely, the undisturbed forest parcels trended to maintain near values for the evaluated years, despite the great variability.

Table 6. Principal Components (PCS) extracted from the physical, chemical and biochemical dataset of overburdens soils, considering the samples taken between 2011 and 2014

Principal components extracted										
Variables loadings and retained variation in extracted principal components	PC1		PC2		PC3		PC4		PC5	
	Variable loadings	Retained variation (%)	Variable loadings	Retained variation (%)	Variable loadings	Retained variation (%)	Variable loadings	Retained variation (%)	Variable loadings	Retained variation (%)
Soil moisture	**0.71**	0.25	-0.20	0.03	-0.19	0.03	-0.15	0.01	**0.50**	1.86
Water holding capacity	**0.60**	0.19	-0.19	0.01	-0.38	0.15	-0.19	0.06	**0.43**	1.58
Soil basal respiration	**0.59**	0.46	0.07	0.00	**0.57**	0.00	0.36	1.94	0.01	0.00
Microbial biomass carbon	**0.64**	2.19	0.03	0.07	0.19	0.02	-0.16	0.10	-0.02	0.11
qCO2	0.34	0.00	0.07	0.03	**0.65**	<0.01	**0.51**	2.41	0.06	0.00
Dehydrogenase activity	**0.59**	1.02	0.20	0.14	0.12	0.02	0.06	0.28	0.07	0.13
Cellulase activity	**0.59**	<0.01	-0.07	0.02	0.22	0.01	0.23	0.95	**0.46**	0.95
Soil organic carbon	0.13	1.59	0.29	0.17	-0.56	0.05	-0.45	1.43	-0.18	<0.01
Avaliable P	0.05	1.01	**0.70**	1.49	0.10	0.00	0.08	0.02	-0.33	0.48
Soil organic matter	**0.72**	4.18	**0.54**	0.73	-0.02	0.07	-0.07	0.03	-0.18	<0.01
Cation Exchange Capacity	**0.83**	5.48	0.36	0.12	-0.03	0.00	-0.29	<0.01	-0.12	0.09
Sum of bases	0.01	0.12	**0.96**	4.87	-0.16	0.00	0.11	<0.01	0.09	<0.01
Base saturation	-0.43	0.92	**0.79**	4.44	-0.14	<0.01	0.31	0.01	0.16	0.04
H+Al	**0.86**	5.62	0.06	0.16	0.03	<0.01	-0.37	0.00	-0.15	0.12
Available Mg	0.00	0.03	**0.91**	4.63	-0.17	0.05	0.04	0.00	0.23	0.06
Available Ca	-0.01	0.19	**0.95**	4.53	-0.14	<0.01	0.13	<0.01	-0.01	0.04
Available K	**0.54**	1.76	0.33	0.28	0.07	0.02	0.00	0.11	-0.08	0.01
pH	-0.60	2.48	0.27	1.32	-0.50	0.00	-0.01	0.54	0.38	0.15
% of clay	**0.46**	0.01	-0.29	<0.01	-0.64	4.30	**0.43**	<0.01	-0.10	0.02
% of silt	**0.41**	0.00	-0.31	0.03	-0.62	4.17	0.39	0.00	-0.21	0.01
% of sand	-0.43	0.01	0.28	0.00	**0.67**	5.03	-0.49	<0.01	0.17	<0.01
Auto value	5.78		4.85		2.93		1.66		1.18	
PC Retained variation (%)	27.53		23.09		13.95		7.90		5.64	
Accumulated variation (%)	27.53		50.63		64.58		72.47		78.11	

SOC showed a great reduction in 2014 mined parcels; while in the undisturbed forest maintained near historic values, with slightly rise. This parameter showed very sensitivity to the environmental changes in others studies, given its constitution, which basically contains derived organic matter from vegetation, microbial and soil macrofauna residues (Raheb et al., 2017), also having a high decomposition facility, and hence variability a higher than the other organic fractions (Souza et al., 2006).

The Microbial Biomass Carbon (MBC) had increased in the overburdens, despite the great variations overtime, achieving significant correlations with planting age. MBC indicates the potential reserve of C that participates in the humidification process, being dependent of the decomposition of the organic matter, amount of litter, climatic conditions, such as temperature and humidity, and all physicochemical characteristics of the soil that directly influence the microbiota (Longo et al., 2011a). Hence, our results suggested that the development of the restoration process in the mined soils is occurring, with the increase of SOM. Nevertheless, as SOM is a source of energy and C for soil microorganisms, such as bacteria and fungi (Sofi et al., 2016), the disturbance promoted by 2014 climate conditions apparently have resulted in a consumption of organic substrate, increasing the microbial activity, which may explains the SOM reduction and MBC increase, even in undisturbed forest parcels. Thereby, the increase of MBC values in 2014 may have been strengthened, explaining the results obtained from box plot analysis.

Enzyme activity also demonstrated a positive development of mined soils, achieving significant correlations with the planting age and the values existing in the undisturbed forest. Cellulase represents an enzyme prevenient from plant biomass, a photosynthesis product, founded in plants cell walls (Behera et al., 2016), present in soils mainly from plant residues and with limited amount derived from fungi and bacteria. Dehydrogenase activity is related to the quantity of biodegradable substrates and the content of labile C that stimulate microbial activity (Tejada et al., 2009), being affected by numerous factors (soil type, pH, and others), and involved in the initial breakdown of soil organic matter (Bolton et al., 1985). In general, lower values of these enzymes are related to soil degradation, as a consequence of lower levels of microbial activity, as biomass carbon content and basal respiration rate (Pascal et al. 2000). Our results demonstrated that Cellulase had a trend of increase in Pit mine and Dry tailings parcels, achieving higher values than the undisturbed forest (reference ecosystem) in 2014. Therefore, there are evidences that the nutrient cycling is occurring and increasing overtime. In Caped taillings, despite the higher coarse fraction in relation to Dry tailings, the enzyme activity presented lower, with a great number of parcels assuming values below the undisturbed forest.

Dehydrogenase had great variations in the samples taken, which may explain the non-correlation obtained with SOC and low factor loadings in the principal components extracted. Furthermore, as this enzyme are very sensible alterations on soil properties (Longo et al., 2011), the stable trends in natural parcels soil and great variations in mined areas suggested that the overburden's soils properties are still in development, in agreement with chemical parameters, moisture and WHC results.

4.2. THE ENVIRONMENTAL DAMAGE OF MINING AND LAND RECLAMATION

In general, the Pit mine parcels trended to achieve more similar results with the undisturbed forest, being followed by the Dry tailing and Caped tailing. As the Pit mine was a soil-substrate prevenient from earthworks in superficial soil, in situations as exposure of the slopes, construction of berms, construction of access roads, and others operations that require excavation, removal or landfill (Ribeiro et al., 2015), some of the original soil structure may remained, leading to a better physical condition, higher coarse fraction, soil organic content, WHC, moisture and microbiological activity along the reclamation process. Still, the topsoil cover appeared to have very little influence in tailings areas (dry and caped). The Caped tailing had textures with clay content a little lower than Pit Mine, with more sandy material, but still maintaining the predominance of clayey or median textures, as the original soils. The topsoil covering was made in order to facilitate, latter, the vegetation growth. However, the deeper layers could have very different properties, dependent on the unknown material deposited throughout the mining process.

The Dry Tailings had a predominance of sandy material, varying from 65 to 95%, composed by a heterogeneous material, prevenient from the mining plant to fill of ore removal locations. The characteristic of these substrates is highly depending on physical and geochemical properties of the rock that provides it (Ribeiro et al., 2015). Despite that, as the sandy percentages are high, a very different distribution of particle size was obtained in comparison with the original soil characteristics, representing the worst scenario to the natural vegetation growth. However, the tailing areas achieved similar performances, with slightly better results in the Dry tailings for some variables. These results can be explained by the soil restoration method, with prior classification and site's preparation. As the definition of actions were based in a preliminary environmental damage assessment (Ribeiro et al. 2015), with several actions implemented before planting, including using of composting, associated with green manuring, chemical fertilizers and liming, according to each zone characterized, the actions taken apparently succeed in compensate the higher environmental damage of Dry tailings, by the improvement

of organic matter and consequently microbiological activity. Yada et al. (2015) had similar findings where the Dry tailings also had similar microbial activity than Caped Tailing, at same location.

Moreover, in tropical soils the SOM represents the largest source of soil CEC (Carmeis Filho et al., 2017), responsible in Brazilian Oxisoils for around 74 to 90% of the total soil CEC (Sá et al., 2009). Due to the intense weathering of minerals, by the high volume of precipitation and warmer temperatures, there is a predominance of soils with 1:1 clay minerals and iron oxides, as well as with low contents of exchangeable (Delarmelinda et al., 2017). Therefore, our results suggest that the positive evolution of the SOM in Dry tailings had promoted an important improvement of the soil properties, in a very adverse condition of sand texture. Furthermore, the tailings presented a nutrient availability higher than the Pit mine parcels. As, in general, the Brazilians recommendations for soil acidity neutralization are based in exchangeable Al (Ebeling et al., 2008) the higher values of Ca and Mg in overburdens soils are related to the chemical fertilization and liming, used in the reclamation of this sites. Consequently, as the Pit mines had better results in phytossociological development (Ribeiro et al., 2016), less actions were required along the reclamation process, whilst the Caped and Dry tailings required a greater effort.

REFERENCES

[1] Alef K, Nannipieri P, 1995. Methods in applied soil microbiology and biochemistry. London: Academic Press.

[2] Anderson TH, Domsch KH, 1993. The metabolic quotient for CO (qCO2) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions. Soil Biol Biochem, 25, 393-5.

[3] Behera, B. C., et al., 2016. Microbial cellulases – Diversity & biotechnology with reference to mangrove environment: A review. J. of Genetic Eng. and Biotech., In Press, Corrected Proof.

[4] Blonska, E., et al., 2016. Restoration of forest soil and vegetation 15 years after landslides in a lower zone of mountains in temperate climates. Ecological Engineering, 97, 503-515.

[5] Bolton Jr, H., et al., 1985. Soil microbial biomass and selected soil enzyme activities: effects of fertilization and cropping practices. Soil Biology & Biochemistry, 14, 423-427.

[6] Bradshaw, A., 2000. The use of natural processes in reclamation – advantages and difficulties. Landscape and urban planning. 51, 89-100.

[7] Claessen, M. E. C., et al., 1997. Manual de métodos de análise de solo. 2th ed. Centro Nacional de Pesquisa de Solos, EMBRAPA, Rio de Janeiro, RJ, 212p.

[8] Costa, N. L., et al., 2006. Recuperation and renovation of degradated pastures. Revista Electrónica de Veterinaria, 3 (1), 9-49.

[9] Delarmelinda, E. A., et al., 2017. Soil-landscape relationship in a chronosequence of the middle Madeira River in southwestern Amazon, Brazil. Catena, 149, 199-208.

[10] Ebeling, A. G., et al., 2008. Relationship between acidity and other chemical attributes of soils with high organic matter content. Bragantia, 67 (2), 429-439.

[11] Ferreira, J. E. V., et al., 2016. Graphical representation of chemical periodicity of main elements through boxplot. Educación Química, 27 (3), 209–216.

[12] Gee, G.W., Bauder, J.W., 1986. Particle-size analysis. In: Klute, A. (Ed.), Methods of Soil Analysis, Agron. Monogr. No. 9. ASA and SSSA, Madison, WI, pp.383–411.

[13] Hair J.F., Anderson R.E., Tatham R.L. Multivariate data analysis with readings. 2nd ed. New York: Macmillan Publishing Company; 1987. p. 449.

[14] Hair Jr., J. F., et al. Multivariate data analysis. 10th ed. New York: Pearson, 2010, p. 761

[15] Hansen, M.C., et al., 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. Science, 342, 850–853.

[16] Harrell Jr, F. E., Dupont, C. (2016). Hmisc: Harrell Miscellaneous. R package version 4.0-2.

[17] INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2015. Satélite Sino-Brasileiro de Recursos Terrestres.

[18] Kassambara, A. [aut, cre], Mundt, F. [aut]. factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses. R Package version 1.0.4. 2017.

[19] Lavelle, P., et al., 2016. Unsustainable landscapes of deforested Amazonia: An analysis of the relationships among landscapes and the social, economic and environmental profiles of farms at different ages following deforestation. Global Environmental Change, 40, 137-155.

[20] Le, S., Josse, J., Husson, F., 2008. FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. Journal of Statistical Software, 25 (1), 1-18.

[21] Legendre , P.; Legendre, L. Developments in Environmental Modelling. England: Elsevier, 2012. p. 254.

[22] Leinfelder, R.R., Iramina, W.S., Eston, S.M., 2015. Mining as a tool for reclamation of a Degraded Area. Rev. Esc. Minas. 68, 215-220.

[23] Lima, A. T., et al., 2016. The legacy of surface mining: Remediation, restoration, reclamation and rehabilitation. Environmental Science & Policy, 66, 227-233.

[24] Longo, R. M.; Ribeiro, A. I.; Melo, W. J., 2011. Recovery of degraded soils in the tin mineral exploitation: microbian biomass and dehydrogenase activity. Bragantia [online], 70 (1), 132-138.

[25] Luna, L., et al., 2016. Restoration techniques affect soil organic carbon, glomalin and aggregate stability in degraded soils of a semiarid Mediterranean region. CATENA, 143, 256-264. Mukhopadhyay S, Maiti SK, Masto RE. 2014. Development of mine soil quality index (MSQI) for evaluation of reclamation success: A chronosequence study. Ecological Engineering. 71, 10-20.

[26] Mukhopadhyay S, Masto RE, Yadav A, George J, Ram LC, Shukla SP. 2016. Soil quality index for evaluation of reclaimed coal mine spoil. Science of The Total Environment. 542, 540-550.

[27] Nelson, D.W., Sommers, L.E., 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Sparks, D.L., et al. (Eds.), Methods of soil analysis. Part 3, Chemical Methods. 3rd ed. SSSA Book Series 5, ASA and SSSA, Madison, WI, pp. 961–1010.

[28] Pancholy S.K., Rice E.L., 1973. Soil enzymes in relation to old field succession: Amylase, cellulase, invertase, dehydrogenase, and urease. Soil Sci Soc Am J., 37, 47-50.

[29] Parrotta, J.A., Knowles, O.H., 2001. Restoring tropical forests on lands mined for bauxite: Examples from the Brazilian Amazon. Ecological Engineering. 17, 219-239.

[30] Pascual, J. A., et al., 2000. Soil microbial activity as a biomarker of degradation and remediation processes. Soil Biology & Biochemistry, 32, 1877-1883.

[31] Phillips, J., 2016. Climate change and surface mining: A review of environment-human

[32] R Core Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

[33] Raheb, A., Heidari, A., Mahmoodi, S., 2017. Organic and inorganic carbon storage in soils along an arid to dry sub-humid climosequence in northwest of Iran. Catena, 153, 66-74.

[34] Raij B., et al., 2001. Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas: Instituto Agronômico de Campinas.

[35] Ribeiro, A. I.; et al., 2006. Diagnosis of a compacted area by mining activity, in the Amazon forest, utilizing geoestatistic methods to the mechanical resistence variable to the penetration of the soil. Acta Amazônica. 36, 83-90.

[36] Ribeiro, A.I., et al., 2015. Choice of revegetation techniques for degraded areas using environmental damage assessment in the Amazon forest, Brazil. WIT Transactions on Ecology and the Environment. 192, 407-417.

[37] Ribeiro, A.I., et al., 2016; Use of Self-Organizing Maps in the identification of different groups of reclamation sites in the Amazon Forest – Brazil. International Journal of Sustainable Development and Planning. 11, 827-833.

[38] Sá, J. C. M., et al. Soil organic carbon and fertility interactions affected by a tillage chronosequence in a Brazilian Oxisol. Soil and Tillage Research, 104 (1), 56-64.

[39] Sofi, J., et al., 2016. Soil Microbiological Activity and Carbon Dynamics in the Current Climate Change Scenarios: A Review. Pedosphere, 26 (5), 577-591.

[40] Souza, E. D., et al., 2006. Fractions of organic carbon, biomass and microbial activity in a Rhodic Hapludox under Brazilian cerrados submitted to different soil management. Acta Sci. Agron., 28 (3), 323-329.

[41] STHDA, 2017. ggplot2 boxplot : Easy box and whisker plots maker function [Online].

[42] STHDA, 2017a. Principal Component Analysis: How to reveal the most important variables in your data? - R software and data mining [Online].

[43] STHDA, 2017b. FactoMineR and factoextra: Principal Component Analysis Visualization - R software and data mining [Online].

[44] Tejada, M., Hernandez, M. T., Garcia, C., 2009. Soil restoration using composted plant residues: Effects on soil properties. Soil & Tillage Research, 102, 109-117.

[45] Tukey, 1977. J.W. Tukey Exploratory data analysis Addison-Wesley, Reading, USA.

[46] Vance E. D., Brookes P.C., Jenkinson D.S., 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. Soil Biol Biochem.; 19, 703-7.

[47] Wickham, H. ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York, 2009.

[48] Yada, M.Met al., 2015; Chemical and Biochemical Properties of Soils Degraded by tin Mining and in a Rehabilitation Phase in the Amazon Basin. R. Bras. CI. Solo. 39, 714-724.

Capítulo 2

Debris flow susceptibility mapping for prevention in risk areas: a novel physiographic compartmentalization-based approach

Gabriela Lumiatti
Fábio Augusto Gomes Vieira Reis
Lucilia do Carmo Giordano
Claudia Vanessa dos Santos Corrêa
Amanda Louisi dos Santos Galvão
Adriano Bressane

Abstract: Debris flow is among the most dangerous mass movement processes, requiring prevention instruments for risk areas. However, the influencing factors are multiple, which makes decision-making even more complex. This work aims to compare alternatives for mapping debris flow susceptibility based on physiographic compartmentalization, in order to assess the best prevention strategy in risk areas. For this, the influencing factors were selected and weighted through consultation with experts. The proposed approach was applied as a case study in the Ribeirão do Roque watershed, where rocks from the Guarani aquifer system and basic intrusions outcrop. First, anthropic and natural susceptibility mappings were performed based on land use and geotechnical factors of physiographic compartmentalization. Then, a total susceptibility mapping was obtained by integrating the initial maps. As a result, multicriteria analysis using the weighted linear combination method provided the highest proportion of critical areas. In conclusion, as a more conservative procedure, this method can be considered a promising strategy to guide preventive measures in risk areas.

Keywords: decision support; earth sciences; use of the soil.

1. INTRODUCTION

An important worldwide problem, debris flow can be found in diverse types of environment. Its characteristics, such as high velocity, sheer destructive force, and long run out, combined with the difficulty of forecasting, make this phenomenon one of the most hazards mass movement processes (Jakob and Hungr, 2005).

As its consequence, social-economic and ecological impacts may be irreversible, including loss of habitats and human life, apart from the destruction of houses and facilities, damage to roads, rail lines and pipelines, mainly in mountainous areas and subject to prolonged and intense rainfall (Fleming *et al.*, 1989; Dai *et al.*, 1999; Montgomery *et al.*, 2000; Marchi *et al.*, 2002; Guzzetti *et al.*, 2004).

Therefore, preventing these impacts requires strategies and instruments for forecasting the debris flow, such as susceptible areas mapping. However, debris flow is a result of a complex interaction of multiple influencing factors, both geophysical and anthropic, which make decision making more difficult. Moreover, there are still few studies reported in literature (Lin *et al.* 2002; Wan *et al.*, 2008; Liang *et al.*, 2012; Angliere, 2013; Dragicevic *et al.*, 2015).

In debris flow analysis, susceptibility mapping is important to supply spatial information on possibility of its occurrence in a given area, taking in account the influencing factors (Zêzere *et al.*, 2004). On this regard, this susceptibility can be associated with the land use (anthropic susceptibility) and the geotechnical condition (natural susceptibility).

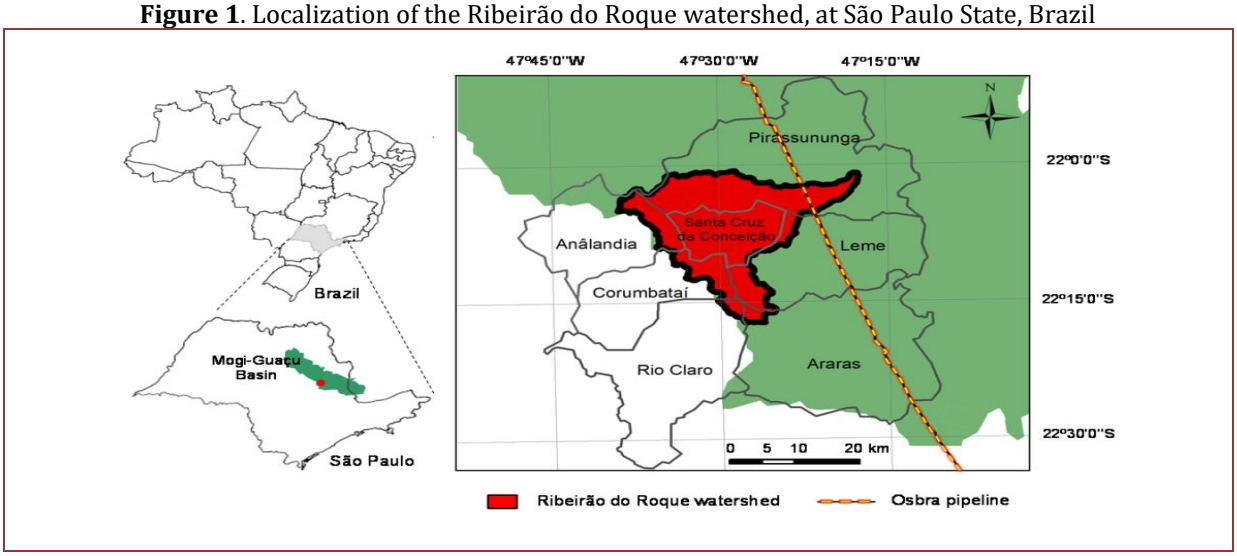
Regarding to physical factors, the physiographic compartmentalization allows the zoning of a given region in areas with homogenous physical characteristics, contributing for territorial planning and management (Corrêa *et al.*, 2017). Thus, physiographic compartmentalization could provide an approach able to support susceptibility mapping.

In this context, this paper compares alternative procedures for debris flow susceptibility mapping from physiographic compartmentalization, in order to assess the best strategy for prevention in risk area. For this evaluation, the approach was applied as a case study in the Ribeirão do Roque watershed, at São Paulo State, Brazil, where outcrop rocks of the aquifer system Guarani and basic intrusions, which can be a source area for the formation of debris flow.

2. STUDY AREA

Ribeirão do Roque watershed is part of the hydrographic management unit Mogi-Guaçu, located in São Paulo State, Brazil. This watershed has approximately 497.54 km^2, covering the following cities: Analândia, Leme, Santa Cruz da Conceição, Araras, Rio Claro, Corumbataí, and Pirassununga (Figure 1).

Figure 1. Localization of the Ribeirão do Roque watershed, at São Paulo State, Brazil



A debris flows analysis in this area is quite important, because there is a pipeline São Paulo-Brasília (Osbra pipeline) 5.5 km length, which crosses the north portion of the watershed. Debris flows can affect

pipes, causing the land erosion in the drainage crossings, including undermining of the banks of streams.

In the characterization of study area, eleven physiographic units were distinguished in the Ribeirão do Roque watershed, based on methodological procedure proposed by Zaine (2011). For that, orbital imaging data, as well as pedological, geological, and topographical maps were used.

A cartographic base was constructed from this material, previously vectorized and geo-referenced, using ArcGis software. A digital image processing was performed for treatment and to the improve data extraction. In addition, digital terrain models were performed to produce altimetry and slope maps.

Finally, physiographic compartmentalization was performed using photointerpretation techniques. Thus, taking into account analysis criteria as distribution, density, function and relationship of geotechnical and geological features, this procedure provided a single cartographic result, but sectioned in different territorial units. From this compartmentalization, important features to the debris flow analysis are shown in Table 1**.**

Table 1. Physical features from physiographic compartmentalization in the study area

Unit	Subsurface (Geology)	Rocks, soils and unconsolidated mat.	Drainage Density	Relief Amplitude	Relief Slope	Shape of Valley	Shape of Slopes
I	Flood plain	Sands, gravels and clays in floodplain	Low	Low	Low (plain)	Open valleys	Plain
II	Fluvial terraces	Materials predominantly sandy in floodplain	Low	Low	Low	Open valleys	Plain
III	Cenozoic covers	Colluvium and lateritic soils in hilly reliefs	Low	Low	Low	Open valleys	Convex
IV	Sandstones of Itaqueri Fm.	Sandstones in the top of cuestas	Low	Medium	Low	Open valleys	Concave
Va	Sandstones of Botucatu Fm. and basalts of Serra Geral Fm.	Sandstones and basalts at scrap relief	High	High	High	Closed valleys	Rectilinea
Vb	Talus Deposits	Unconsolidated mat. from weathering and gravity at the foot of cuestas	Medium	Medium	Low	Open valleys	Convex
VI	Diabase – dykes and sills related to Serra Geral Fm.	Diabase in relief morrotes and steep slopes. Talus with associated colluvium	Medium	High	High	Open valleys	Rectilinea
VII	Sandstones of Pirambóia and Botucatu Fm.	Sandstones and sandy soils in smooth relief	Low	Low	Low	Open valleys	Convex
VIII	Sandstones of Pirambóia Fm.	Sandstones and sandy soils in relief of hillside	Medium	Medium	Medium	Closed valleys	Rectilinea
IX	Siltstones and mudstones of Corumbataí Fm.	Silstones and mudstones in the middle of the slope	High	Low	Medium	Open valleys	Concave
X	Shale, limestones and silex of Irati Fm.; silstones and sandstones of Tatui Fm.	Shale, limestones and silex of Irati Fm.; silstones and sandstones of Tatui Fm. in the middle of the slope	High	Low	Medium	Open valleys	Concave

In turn, land use mapping of the Ribeirão do Roque watershed was developed by means of visual classification of Resourcesat images, using bands number 3, 4 and 5 and the orbit 330. The land use classes were established according to the soil cover characteristics and its susceptibility to debris flow process. Thus, the following classes were identified: shrub, forest, water (drainage and reservoirs), perennial cropland, seasonal cropland, pasture, urban areas and rural constructions, and bare soil (earthmoving and mining) (Table 2).

Table 2. Land cover classes in the Ribeirao do Roque watershed

Land cover	Areas in the Ribeirão do Roque watershed	
	km²	%
Shrub	17.19	3.46
Forest	84.89	17.06
Water (drainage and reservoirs)	3.16	0.64
Perennial cropland	39.28	7.89
Seasonal cropland	307.59	61.82
Pasture	39.49	7.94
Urban área and rural constructions	4.30	0.86
Bare soil (earthmoving and mining)	1.64	0.33
Total	497.54	100

As can be seen in Table 2, most of the study area is covered by seasonal cropland, such as sugar cane, corn and soybeans, which occupied more than 60% of the total basin. The second major class of land cover is forest, which represents around 17% of study area, concentrated mainly on hilly slopes and along the drainages.

Moreover, pasture and perennial cropland represents, each one, approximately 8% of the total area, followed by the shrub that occupies a portion of almost 4%. Finally, the other classes together, as drainage and reservoirs, urban areas and rural constructions, and bare soil account for less than 1% of the total area.

3. MATERIAL AND METHODS

3.1. IDENTIFICATION AND WEIGHTING OF INFLUENCING FACTORS

To support analysis on debris flows susceptibility, influencing factors were organized into two main groups, defined as anthropic and physical criteria. Anthropic factors were identified based on reclassification of the land use classes.

In turn, physical factors were identified from physiographic compartmentalization of the study area, including geotechnical and geological features, as soils and unconsolidated materials, drainage density, relief amplitude and slope, shape of valley and slopes.

Then, using ad-hoc methodology, experts were consulted to set and weigh the factors according to their influence on debris flow susceptibility. In order to achieve this goal, 5 meetings with the participation of 5 experts in mass movement process were performed, resulting in the Table 3 and 4.

Table 3. Physical factors and their influence on debris flow susceptibility

Factor	Weight	Classe	Rank Value
Lithology	0.3	Clay soil with high cohesion; rocks	1
		Sand-Clay soil; sand soil and sand-silt soil; fluvial terraces	2
		Deposits with unconsolidated mat. and colluviums; alluvial soils	3
Drainage density	0.1	Low	1
		Medium	2
		High	3
Relief amplitude	0.1	Low (0 - 100m)	1
		Medium (100 - 300m)	2
		High (> 300m)	3
Relief slope	0.3	Low (< 10º)	1
		Médium (10 - 30º)	2
		High (> 30º)	3
Shape of valley	0.1	Open valleys in alluvial plains and low topography	1
		Open valleys in alveolar plains	2
		Closed valleys	3
Shape of slopes	0.1	Convex (dispersing) and plane surfaces	1
		Rectilinea	2
		Concave (concentrator)	3

Table 4. Anthropic factors and their influence on debris flow susceptibility

Factor	Weight	Classe	Rank Value
Land use	1	Forest and perennial cropland (eucalyptus, orange, coffee, etc.)	1
		Pasture; seasonal cropland (sugar cane, corn, soybeans, etc.); consolidated urban areas with planned spread and shrub	2
		Bare soil (earthmoving and mining); peripheral urban areas with growth without planning; dams and reservoirs	3

4. DEBRIS FLOW SUSCEPTIBILITY MAPPING FOR PREVENTION IN RISK AREAS

At first, natural susceptibility mapping were performed only based on physical factors. By using ArcGIS software, three procedures for multi-criteria analysis were compared, in order to assess which provides the best strategy for prevention in risk areas.

On this regard, the procedure considered as best strategy was the most conservative, i.e., the alternative able to mapping the largest proportion of critical areas, with higher susceptibility, supporting preventive measures to control of social-economic and ecological impacts.

In the first procedure, it was performed a simple aggregation (SAG) by multiplication of the rank values of each class, disregarding the weight of the factors, using the following expression to calculate the natural susceptibility (N_S), given by equation (1):

$$N_S = RV_L * RV_D * RV_A * RV_R * RV_V * RV_S \quad (1)$$

where, RV_L – rank value of lithology, RV_D – rank value of drainage density, RV_A – rank value of relief amplitude, RV_R – rank value of relief slope, RV_V – rank value of shape of valley, RV_S – rank value of shape of slope.

In the second procedure, the physical factors were integrated using a weighted linear combination (WLC), in which the final score is obtained by the multiplication of class rank values by the weight of its respective factor, and added up all the factors, as in equation (2):

$$N_S = 0.3 * RV_L + 0.10 * RV_D + 0.10 * RV_A + 0.30 * RV_R + 0.10\ RV_V + 0.10 * RV_S \quad (2)$$

Finally, in the third procedure, the rank values of each class were elevated to the weight (EW) of its respective factor, and all the values were multiplied obtaining the natural susceptibility, as given by equation (3):

$$N_S = RV_L^3 * RV_D^1 * RV_A^1 * RV_R^3 * RV_V^1 * RV_S^1 \quad (3)$$

Therefore, three different maps of natural susceptibility to debris flows process on scale 1:50.000 were elaborated. For each map, the range of values obtained were grouped into three different intervals, corresponding to the degrees of susceptibility (low, moderate or high) using the Natural Breaks - Jenks. This method was adopted because natural breaks minimize variation within classes and maximize variation between classes (Jenks, 1967).

Once the weight of land use classes and their respective rank values were defined according to their importance to debris flow susceptibility, a mapping by its reclassification was created on 1:50,000 scale.

Finally, using as input data the natural and the anthropic susceptibility maps of the study area, the total susceptibility map to the debris flow was elaborated, on scale 1:50.000. To each map was assigned 50% of influence and the natural breaks method was used to define the interval of classes, corresponding to the same degree of susceptibility (low, moderate and high).

5. RESULTS AND DISCUSSION

5.1. NATURAL SUSCEPTIBILITY MAPPING

From the first procedure, using a simple aggregation (SAG) by multiplication of the rank values, all the physical factors influenced with the same weigh the spatial possibility of occurrence of debris flow, resulting in the susceptibility mapping shown in Figure 2.

By analyzing Figure 2, it is noted that regions with higher drainage density, larger amplitude and slope relief were properly mapped as high susceptibility. Nevertheless, areas with soil composed with significant proportion of minerals and rocks sediments (colluvium), highly favorable for debris flow, were alarmingly classified as low susceptibility, such as third physiographic unit, when its susceptibility should be, at least, classified as moderate.

As can be seen in Figure 3, concern due to the risks associated with the availability of large amounts of sediment that could be transported, generating a debris flow, was better treated in this mapping, in which areas with this risk changed from low to moderate susceptibility. Moreover, the source of a higher number of rivers (stream spring areas) was prevented. By means of WLC procedure, we can still note that immediately upstream areas of Osbra pipeline also had increased susceptibility degree.

Figure 2. Natural susceptibility mapping using simple aggregation of physical factors

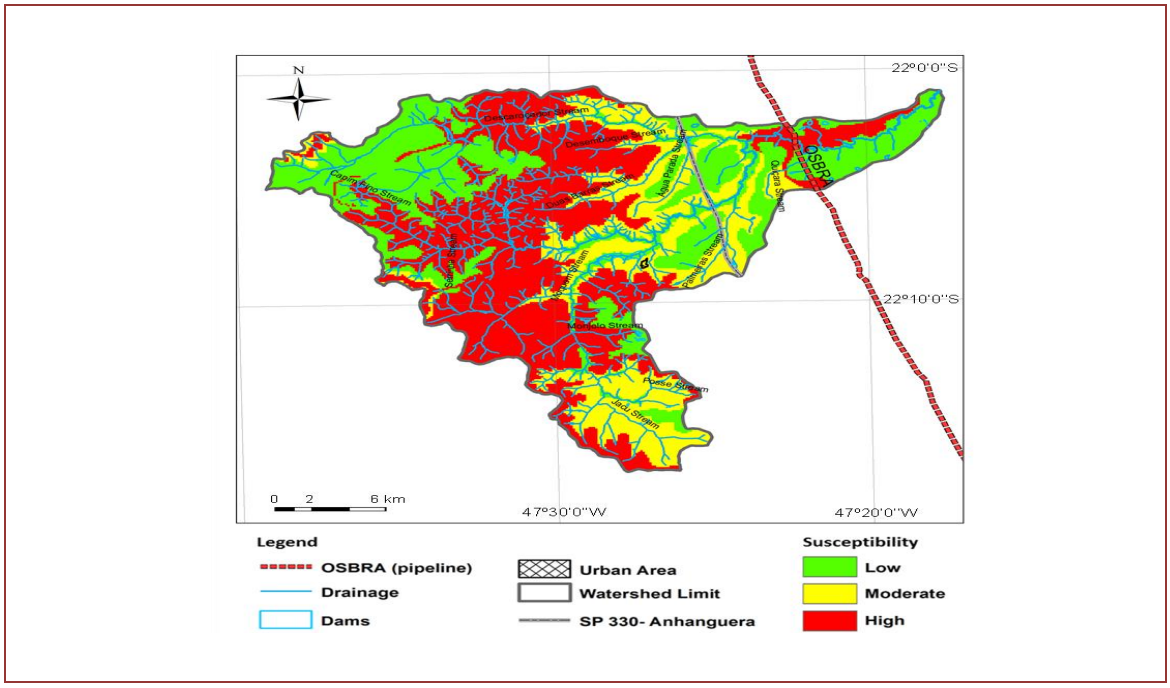
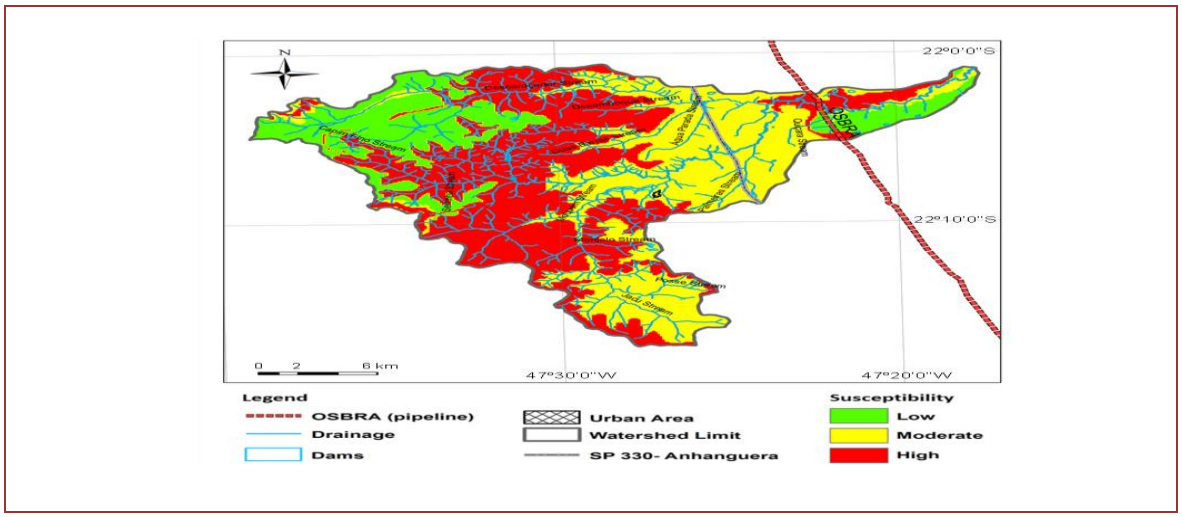
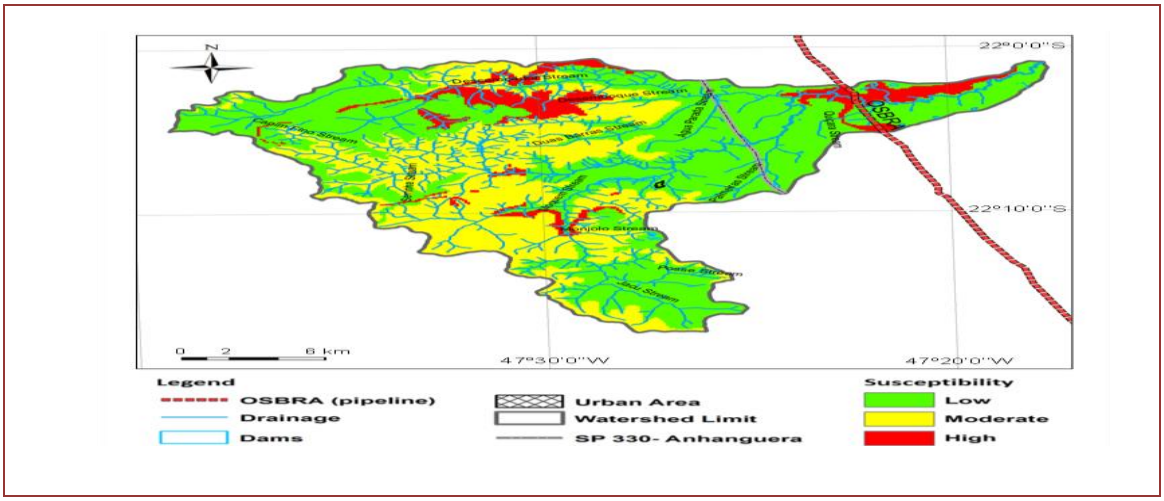


Figure 3. Natural susceptibility mapping using weighted linear combination of factors



In contrast, from Figure 4 we can see that almost all areas had their susceptibility degree decreased, in comparison to mapping produced by WLC procedure. In this sense, even some areas with higher drainage density, as well as larger relief amplitude and slope, as physiographic unit Va, alarmingly their susceptibility changed from high to moderate, and many others decreased to low degree.

Figure 4. Natural susceptibility mapping using rank values elevated to the factors weight



As a consequence, based on this mapping produced by EW, control and management measures would not be set for some critical areas. Therefore, this alternative is not favorable for preventive purposes. A comparison of the results obtained by three evaluated procedures is presented in Table 5.

Table 5. Natural susceptibility from evaluated procedures: low (L), moderate (M), high (H).

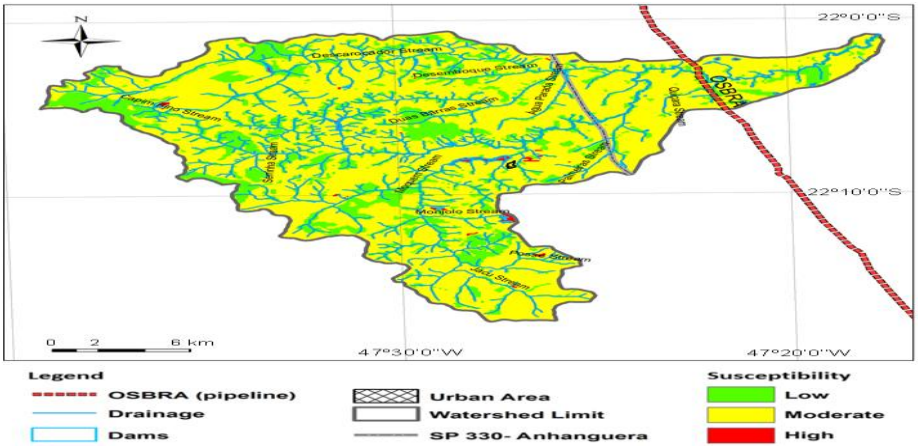
Procedure	Physiographic compartmentalization unit										
	I	II	III	IV	Va	Vb	VI	VII	VIII	IX	X
SAG	L	L	L	M	H	M	H	L	H	M	M
WLC	M	L	M	M	H	M	H	L	H	M	M
EW	L	L	L	L	M	L	H	L	M	L	L

As summarized in Table 5, the procedure using a weighted linear combination (WLC) provided a susceptibility mapping more conservative, where the largest proportion of critical areas has been satisfactorily assessed given the information available. Therefore, in a preventative manner, this procedure can be considered more able to guide control and management measures in the study area. Then, natural susceptibility mapping produced by WLC was integrated with anthropic susceptibility, presented as follows.

6. ANTHROPIC SUSCEPTIBILITY MAPPING

By reclassification of the land use classes identified in the Ribeirao do Roque watershed, according to their contribution to the debris flow process, the result of the anthropic susceptibility mapping is presented in Figure 5.

Figure 5. Anthropic susceptibility mapping from influence of the land use classes



Analyzing the Figure 5, in relation to the land use classes, most of the study area present moderate susceptibility to debris flow. This result is due to the fact that, putting all together, the classes pasture, seasonal cropland, shrub, and planned urban areas, cover around 74% of the watershed total area.

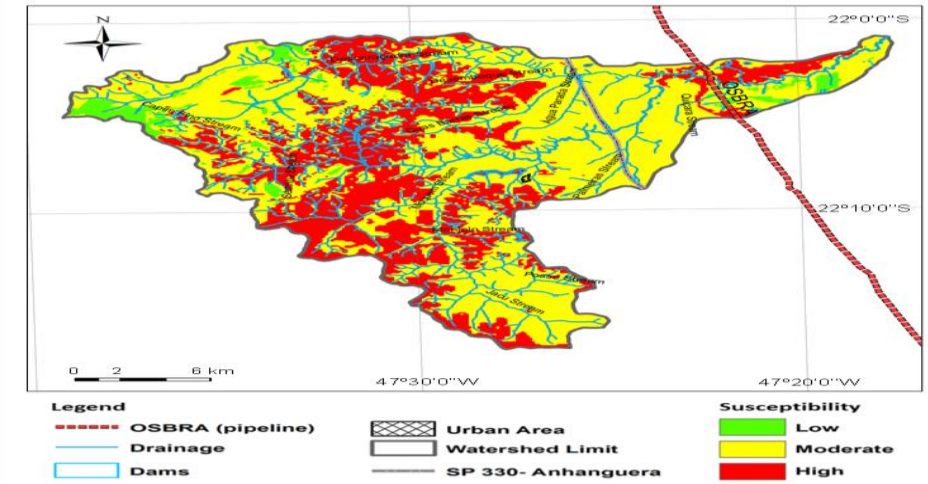
In turn, small areas classified as low susceptibility are located along the entire watershed, representing around 25% of its total area. These areas are covering by forests and perennial croplands (eucalyptus, orange, etc.). In contrast, critical areas to debris flow cover just 1% of the basin area, located as isolated fragments, corresponding to the classes of bare soils (earthmoving and mining), peripheral urban areas without planning, dams and reservoirs.

7. TOTAL SUSCEPTIBILITY MAPPING

From integrated analysis of the natural and anthropic influencing factors, total susceptibility mapping to debris flow in the Ribeirao do Roque watershed is shown in Figure 6. It is noted that integrated analysis indicates large proportion of areas with moderate and high total susceptibility to debris flow, remaining few areas in low risk condition (Figure 6). From these findings, we can consider that the study area requires special attention by public planners and decision makers, in order to guide project's implantation and preventive measures in the Ribeirão do Roque watershed.

For instance, critical areas particularly located upstream of the region in which the Osbra pipeline crosses the watershed were classified as moderate and high susceptibility. In this case, some river characteristics as the closed valley and a meander shape may lead to an energy dispersion in this region, resulting in erosion process through the excavation of the channel`s bed. In this case, land use planning in these areas must be conditional on conservationist practices by users and continuously monitored.

Figure 6 Total susceptibility mapping to debris flow in the study area



8. CONCLUSIONS

Considering that debris flow impacts may be significant, and often irreversible due to the magnitude of this phenomenon, including loss of habitats and human life, in the present study an approach for prevention in risk areas was developed. Experts were consulted to set and weigh the influencing factors, and three alternative procedures from physiographic compartmentalization method were compared.

From the findings, the procedure using a weighted linear combination (WLC) provided a susceptibility mapping more conservative. In this sense, spring areas, with significant proportion of sediments, higher drainage density, great relief slope and amplitude, were properly mapped as moderate or high susceptibility.

Therefore, under the perspective of prevention in risk areas, from the foregoing we can conclude that this procedure (WLC) represents the best strategy to guide control and management measures in the study area.

After all, it is mandatory highlight that among evaluated methods there is no a procedure to susceptibility mapping more correct than the other. However, taking into account that different alternatives lead to different results, the best procedure depends on proposed approach, such as the analysis for prevention, supported by results in this study.

9. ACKNOWLEDGEMENTS

We thank the Human Resources Program PRH-05 (PNA / Petrobras) for the promotion of research and the Institute of Geosciences and Exact Science, Unesp - Rio Claro (SP) for the offered support.

REFERENCES

[1] Angliere, M.Y.E. 2013. Debris flow susceptibility mapping in a portion of the Andes and Preandes of San Juan, Argentina, using frequency ratio and logistic regression models. *Earth Sciences search Journal*, *17*(2): 159-167.

[2] Corrêa, C.V.S; Reis, F.A.G.V.; Giordano, L.C.; Bressane, A.; Chaves, C.J.; Amaral, A.M.C.; Brito, H.D. & Medeiros, G.A. 2017. Geo-environmental zoning using physiographic compartmentalization: a proposal for supporting sustainable decision-making. *Annals of the Brazilian Academy of Sciences*, *89*(3): p. 1-28.

[3] Dai, F.; Lee, C.F. & Wang, S. 1999. Analysis of rainstorm-induced slide-debris flows on natural terrain of Lantau Island, Hong Kong. *Engineering Geology, 51*: 279-290, 1999.

[4] Dragicevic, S.; Lai, T. & Balram, S. 2015. GIS-based multicriteria evaluation with multiscale analysis to characterize urban landslide susceptibility in data-scarce environments. *Habitat International*, *45*: 114-125.

[5] Fleming, R.W.; Ellen, S.D. & Algus, M.A. 1989. Transformation of dilative and contractive landslide debris into

debris flows - An example from Marin County, California. *Engineering Geology*, *27*: 201-223.

[6] Guzzetti, F.; Cardinali, M.; Reichenbach, P.; Cipolla, F.; Sebastiani, C.; Galli, M. & Salvati, P. 2004. Landslides triggered by the 23 November 2000 rainfall event in the Imperia Province, Western Liguria, Italy. *Engineering Geology*, *73*: 229-245.

[7] Jakob, M. & Hungr, O. 2005. *Debris-Flow Hazards and Related Phenomena*. Berlin, Praxis-Springer, 739p.

[8] Jenks, G.F. 1967. The data model concept in statistical mapping. *International Yearbook of Cartography, 7*: 186-190.

[9] Liang, W.; Shuang, D.; Jiang, D.; Pan, J. & Ren, H. 2012. Assessment of debris flow hazards using a Bayesian Network. *Geomorphology*, *171*: 94-100.

[10] Lin, P.S.; Lin, J.Y.; Hung, J.C. & Yang, M.D. 2002. Assessing debris-flow hazard in a watershed in Taiwan. *Engineering Geology, 66*: 295-313.

[11] Marchi, L.; Arattano, M. & Deganutti, A.M. 2002. Ten years of debris-flow monitoring in the Moscardo Torrent (Italian Alps). *Geomorphology*, *46*: 1-7.

[12] Montgomery, D.R.; Schmidt, K.M.; Greenberg, H.M. & Dietrich, W.E. 2000. Forest clearing and regional landsliding. *Geology*, *28*: 311–314.

[13] Wan, S.; Lei, T.C.; Huang, P.C. & Chou, T.Y. 2008. The knowledge rules of debris flow event: a case study for investigation Chen Yu Lan River, Taiwan. *Engineering Geology, 98*: 102-114.

[14] Zaine, J.E. 2011. *Método de fotogeologia aplicado a estudos geológico-geotécnicos: ensaio em Poços de Caldas, MG*. Programa de Pós-graduação em Geociencias e Meio Ambiente, Universidade Estadual Paulista, Tese de Livre-docência, 97p.

[15] Zêzere, J.L.; Reis, E.; Garcia, R.; Oliveira, S.; Rodrigues, M.L.; Vieira, G. & Ferreira, AB. 2004. Integration of spatial and temporal data for the definition of different landslide hazard scenarios in the Area North of Lisbon (Portugal). *Natural Hazards and Earth System Sciences, 4*: 133-146.

Capítulo 3

Plano de Segurança de Água e gestão de risco

Diênifer Calegari Leopoldino Guimarães
Selma Clara de Lima

Resumo: Este estudo tem como objetivo apresentar a importância de estabelecer um plano de segurança de água. A metodologia aplicada foi a pesquisa em artigos técnicos, legislações e publicações de organizações nacionais e mundiais. Os resultados encontrados permitiram elabora um fluxograma das etapas que compõem a implantação de um Plano de Segurança de Água (PSA) e mapear o que integra a gestão de risco para esse processo. A implantação do PSA justifica-se pelo reconhecimento das limitações da abordagem tradicional de controle da qualidade da água para consumo humano, com métodos demorados e de baixa capacidade para o alerta rápido à população, em casos de contaminação da água, não garantindo a efetiva segurança da água para consumo humano. Sobretudo, o PSA traz benefícios para todos os sistemas e soluções alternativas de abastecimento de água para consumo humano, podendo ser aplicado a pequenos e grandes sistemas.

Palavras-chave: Qualidade da água; Gestão Hídrica; Consumo humano.

1. INTRODUÇÃO

Os principais objetivos do PSA são prevenir ou minimizar a contaminação da água, reduzir ou remover a contaminação por processos de tratamento apropriados e prevenir a contaminação nas fases de armazenamento, distribuição e manuseio de água potável (WHO, 2017).

De acordo com (MAY, 2014), no que diz respeito ao setor de abastecimento de água potável, tem sido verificado que o longo dos anos tanto os Sistemas de Abastecimento de Água – SAA, quanto a autoridade de saúde competente, realizam suas ações baseadas principalmente na prática do monitoramento laboratorial para verificar a conformidade da qualidade de água produzida e distribuída comparada com a legislação de potabilidade. E isso estabeleceu um certo comodismo em apenas certificar a qualidade da água, desprezando inspeções, diagnósticos, planos e auditorias.

Objetiva-se apresentar as etapas de elaboração, implantação e desenvolvimento de um PSA, especificamente, por meio de um fluxograma.

2. METODOLOGIA

Realizou-se uma revisão bibliográfica, disponível on-line, sobre o tema nas revistas científicas, Decretos e relatórios de organizações nacionais e mundiais reconhecidas. Limitou-se aos conceitos, em que consolidou as informações necessárias para apresentar as etapas de implantação de um PSA e resaltar a importância da gestão de riscos.

3. RESULTADO E DISCUSSÃO

A Organização Mundial da Saúde (OMS) recomenda que a população tenha acesso à água potável para consumo humano (WHO, 2017), entende-se a necessidade de implementação de Planos de Segurança da Água (PSA). Os critérios que garantem os padrões de potabilidade seguem abordagem corretiva com os parâmetros de qualidade da água. Nesse sentido, mecanismos voltados à prevenção, como o PSA, são úteis para ampliar a capacidade da gestão hídrica.

A Agenda 2030 é outra ferramenta que busca a segurança dos recursos hídricos, especialmente no 6º Objetivo de Desenvolvimento do Milênio (ODM), ao “assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todas e todos” (UNESCO, 2018). Em outras palavras, significa garantir uma disponibilidade de água segura, contínua, com qualidade e quantidade suficiente para atender todas as necessidades humanas e que tenha um custo acessível.

Quanto aos instrumentos legais, a Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017, ressalta, no inciso IV do artigo 13, a importância do monitoramento do Sistema de Abastecimento de Água (SAA), quanto aos riscos à saúde humana e a Portaria GM/MS Nº 888, de 4 de maio de 2021 (BRASIL, 2021) determina que no Brasil os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de portabildade seja uma exigência legal e não uma simples recomendação.

O desenvolvimento do PSA possui cinco etapas: (i) planejamento da atividade; (ii) avaliação do sistema; (iii) monitoramento operacional; (iv) planos de gestão; (v) validação do plano. Essas etapas estão conceituadas a seguir e esquematizada no fluxograma (BRASIL, 2015).

I. Planejamento da atividade: para que a implantação do PSA tenha êxito é imprescindível iniciar com o planejamento de todas as atividades, bem como garantir a sensibilização de todos os funcionários e gestores do Sistema ou Solução de Abastecimento de Água para Consumo Humano. Por meio de realização de reuniões com todos os gestores e as equipes que irão participar e definição do cronograma de trabalho e definição das etapas do PSA.

II. Avaliação do Sistema: essa etada descreverá os principais riscos e perigos que poderá ocorrer no sistema. É de suma importancia obter as informações, mapas, conhecimento sobre as atividades que compõem o abastecimento, do gerenciamento do uso do solo e da bacia de captação de forma precisa e com incerteza pequena para garantir uma avaliação fidedigna e sustentadora para as próximas etapas.

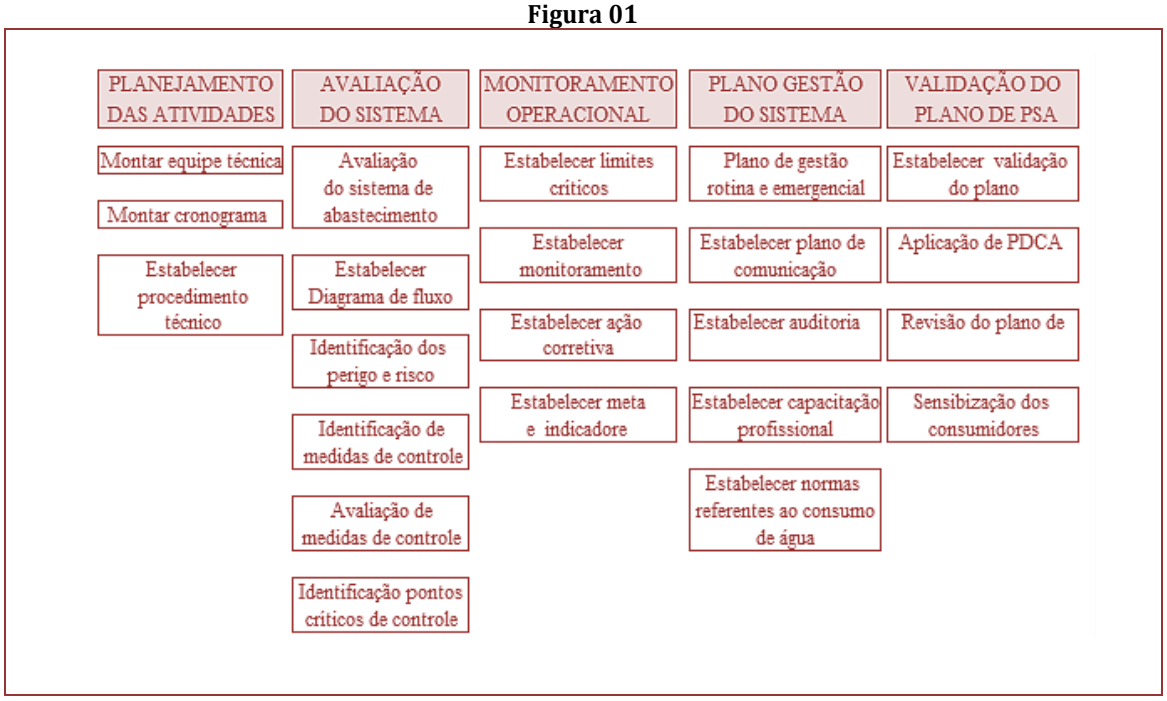
III. Monitoramento Operacional: é um dos principais componentes da metodologia, pois envolve as medidas de controle dos sistemas de abastecimento, a seleção dos parâmetros de monitoramento e o estabelecimento de limites críticos e ações corretivas. Nessa etapa é primordial a presença de

auditores externo, laboratórios qualificados e reconhecidos, recurso humanos e financeiros, treinamentos e capacitação do profissional de operação do sistema.

IV. Plano de Gestão: é a etapa de suma importancia pois associa os riscos levantados na etapa II com aqueles outros observados e consolidados na etapa III. No entanto, baseia-se em princípios e conceitos de gestão de risco inerente ao processo de abastecimento de água à população. O principal produto de entrega é o Plano de Contigencia em situações de emergência. Essa etapa será discutida no próximo tópico deste capítulo, em virtude de sua relevância.

V. Validação do plano: é quando coloca-se em prática a metodologia PDCA (Plan-Do-Check-Action) ao PSA. Trata-se primeiramente da divulgação e comunicação do PSA a sociedade, e por seguinte o acompanhamento, funcionamento, revisão das etapas pré-estabelecidas quando necessário e garantir o enquadramentos as normas, metas e padrões referentes à água para consumo humano.

Figura 01



Adaptado autor (2021).

O PSA aborda a gestão de riscos, com o foco no consumidor da água, que deve receber água segura e de qualidade e, assim proteger sua saúde. Que deve estabelecer, também, planos de contigencia para falhas no sistema de abastecimento ou a ocorrencia de eventos, que possam impactar na qualidade da água, tais como período de seca, forte chuvas e inundações (WAY, 2014).

A gestão de risco é o processo sistemático de controle de risco, ponderando alternativas para a implementação de ações, considerando aspectos científicos, tecnológicos, sociais, econômicos e políticos. Envolve inevitavelmente tomada de decisões e juízo de valor em termos de tolerabilidade dos perigos, em relação a custos de aspectos de saúde pública. Conforme o item 2.1 da ISO 73:2009, trata-se de atividades coordenadas para dirigir e controlar uma organização no que se refere ao risco.

4. CONCLUSÃO

O PSA é essencial para se alcançar bons resultados no nível de qualidade de água, disponibilidade para abastecer os diversos usuários que integram um sistema de abastecimento. Deve possuir, como referência, o alcance de objetivos e metas de saúde, definidos pelas autoridades, com base na realidade socioeconômica e, portanto, no perfil epidemiológico da população. Como, também, deve ser revisado após desastres, emergências ou incidentes para garantir que, sempre que possível, os incidentes não se repitam e, quando isso não for possível, como no caso das inundações, para reduzir seus impactos.

Por fim, pode ser definido como um documento que identifica e prioriza riscos potenciais que podem ser verificados desde o manancial até à torneira do consumidor, estabelecendo medidas de controle para os reduzir ou eliminar. Neste sentido, deve-se elaborar um plano realista, passível de ser executado e considerar as diversas etapas que compõem a elaboração de um plano de contingência.

REFERÊNCIAS

[1] Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 73: Gestão de riscos. https://estrategia.mctic.gov.br/arquivos/Gestao_vocabulario.pdf. Acesso em: 20 julho 2021.

[2] BRASIL. Ministério da saúde. Fundação Nacional de Saúde (FUNASA). Manual de saneamento 5. edição. Brasília: Funasa, 2015. 547 p.

[3] BRASIL. Portaria gm/ms nº 888, de 4 de maio de 2021.https://www.in.gov.br/web/dou/-/portaria-gm/ms-n-888-de-4-de-maio-de-2021-318461562. >. Acesso em: 18 de julho de 2021.

[4] MAY. Andréia O Esgotamento Sanitário e os Planos de Segurança da Água. Disponível em:< https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/pdf>. Acesso em: 19 de julho de 2021.

[5] UNESCO. Relatório da ONU alerta que o mundo não está no caminho certo para alcançar o Objetivo de Desenvolvimento Sustentável água e saneamento. http://www.unesco.org/new/pt/rio-20/single-view/news/un_alerts_that_the_world_is_off_track_to_achieve_the_water_a. Acesso em: 19 de julho de 2021.

[6] WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum. Genebra: WHO, 2017. 631 p.

Capítulo 4

Uso e ocupação de bacias hidrográficas na cidade de Boa Vista – RR

Antônio Carlos Ribeiro Araújo Júnior
Adriane Karina Amin de Azevedo

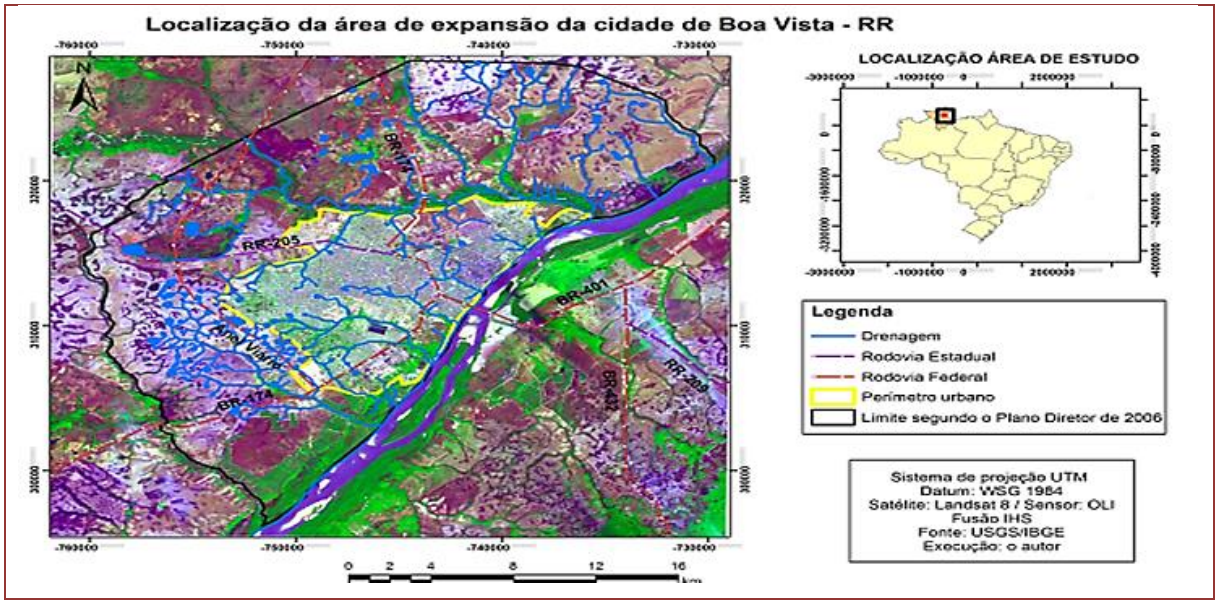
Resumo: Roraima foi elevado ao status de Estado no ano de 1988 após a promulgação da Constituição Federal, havendo com isso ampliação do processo de expansão urbana, as quais, toda via, ocorreram em áreas de planície de inundação. Assim, tem-se como objetivo entender como as bacias hidrográficas citadinas vem sendo ocupadas e se há um planejamento eficiente neste processo. O uso de geotecnologias foi essencial como metodologia para elaboração dos mapas de expansão urbana dos anos de 1985, 1995, 2005 e 2014, utilizando imagens de satélite Landsat 5 dos anos de 1985 e 1995, CBERS-2 do ano de 2005 e Landsat 8 do ano de 2014. Como resultados foi verificado que a expansão urbana de Boa Vista segue em direção à Zona Oeste da cidade, causando pressão sobre as bacias hidrográficas e suas respectivas nascentes. Para tanto, conclui-se que o uso e ocupação da cidade de Boa Vista devem seguir um protocolo de planejamento que considere áreas próprias e impróprias para ocupação, considerando as bacias hidrográficos como unidade básica de planejamento e gestão do espaço urbano.

Palavras-Chave: Planejamento. Expansão urbana. Bacias hidrográficas.

1. INTRODUÇÃO

A cidade de Boa Vista (figura 1), capital mais setentrional do Brasil no estado de Roraima, passou por inúmeras transformações espaciais ao longo dos últimos 30 anos, as quais propiciaram processos de uso do solo e ocupação em seus espaços urbanos. Todavia, estes processos nem sempre ocorreram de forma planejada, onde áreas próximas a cursos d'água foram ocupadas expondo a população a riscos ambientais relacionados à inundação.

Figura 1 – Mapa de localização da área de estudo



Fonte: o autor

Os cursos d'água são aqui compreendidos inseridos na bacia hidrográfica, cuja definição vai desde a noção geomorfológica de escoamento do ponto mais alto indo ao ponto mais baixo, até noções mais elaboradas que a considera unidade política de administração espacial, a qual deve ser gerida aos moldes de uma gestão integrada que considere aspectos físicos atrelados aos socioeconômicos, sendo essenciais para que se possam diagnosticar problemáticas ambientais presentes no espaço urbano, uma vez que se pode empreender uma análise holística, que considere os aspectos físicos atrelados aos aspectos sociais.

Para Boa Vista buscou-se entender como as bacias hidrográficas citadinas vem sendo ocupadas e se há um planejamento eficiente neste processo.

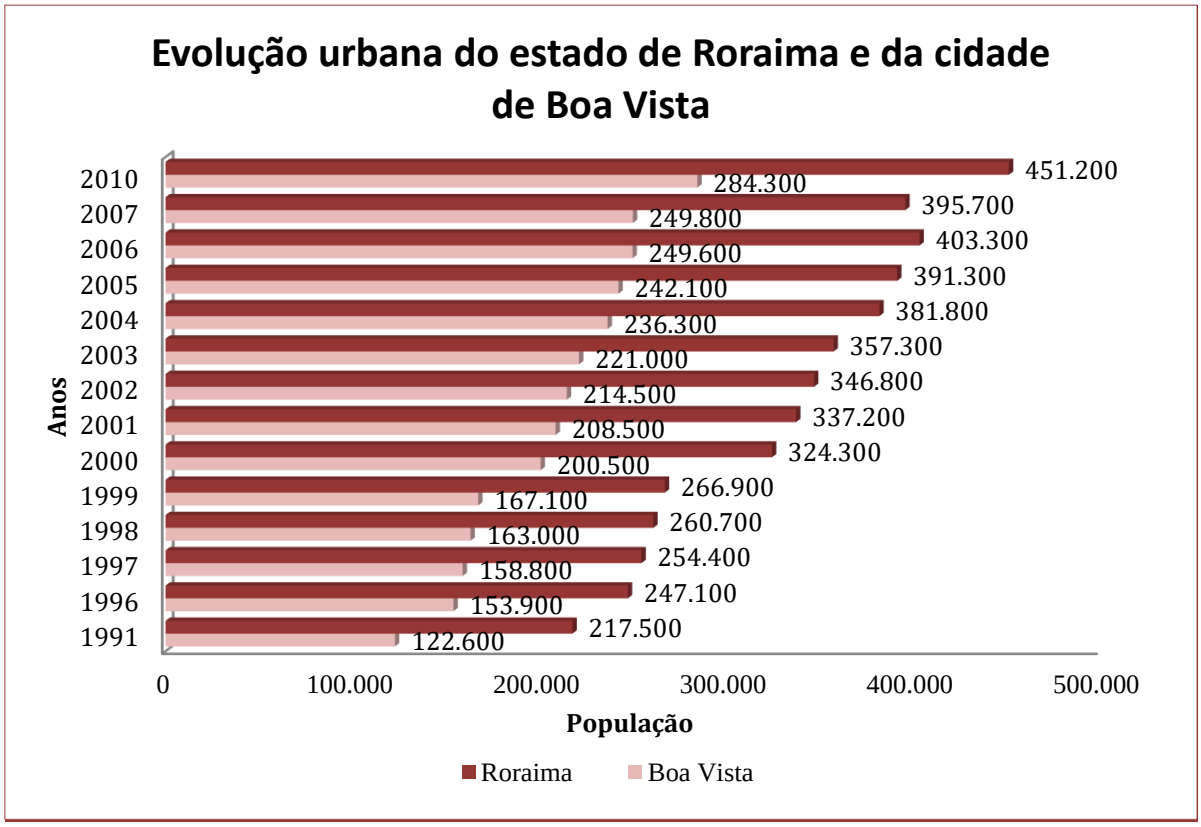
Como metodologia adotou-se análise multitemporal do espaço urbano de Boa Vista definido segundo o Plano Diretor Urbano de 2006 com o auxílio de imagens de satélite Landsat 5 dos anos de 1985 e 1995, CBERS-2 do ano de 2005 e Landsat 8 do ano de 2014, tendo ainda como aporte trabalhos de campo e revisão de literatura sobre o uso de geotecnologias como auxiliadoras do planejamento espacial.

2. CRESCIMENTO POPULACIONAL DA CIDADE DE BOA VISTA – RR

Segundo Diniz; Santos (2005) o território que hoje ocupa o Estado de Roraima ficou isolado por séculos. Somente após a construção das rodovias BR-174 e Perimetral Norte, é que se solucionaram em boa medida os crônicos problemas de acessibilidade, pois Roraima foi efetivamente "colocada" no mapa fazendo com que as taxas populacionais do Estado exibissem altos crescimentos demográficos nas duas últimas décadas.

Nas décadas de 1990 e 2000 a cidade de Boa Vista teve um amplo incremento populacional passando de 122.600 para 284.300 (figura 2) um aumento de 131,89%, o que equivale a uma população de 63% concentrada unicamente no espaço urbano de Boa Vista, permitindo dizer que este é o lócus de transformação espacial por excelência.

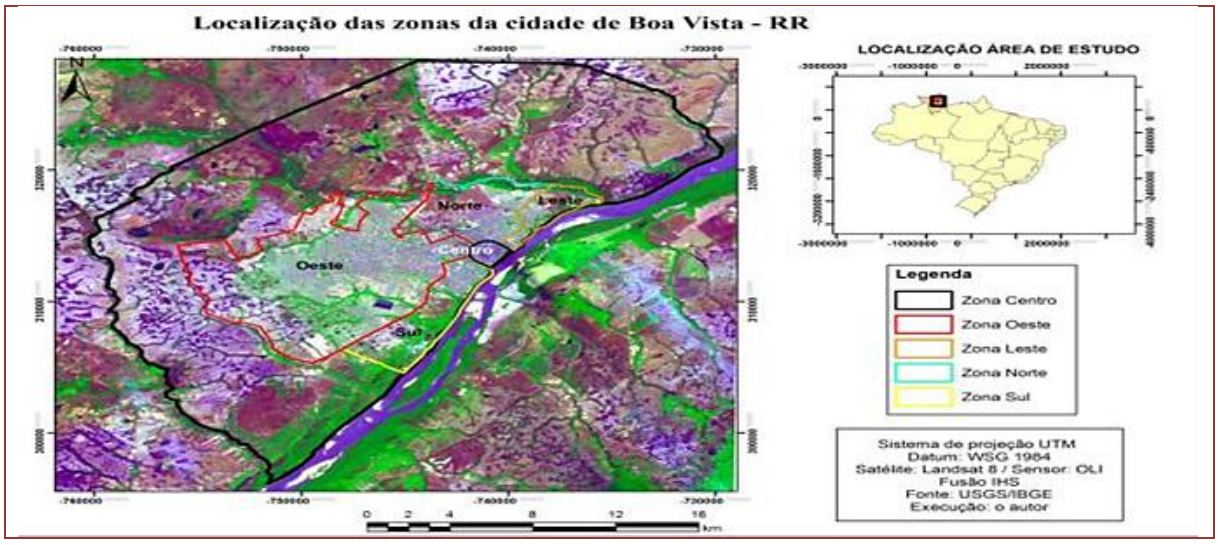
Figura 2 - Gráfico da População do estado de Roraima e cidade de Boa Vista



Fonte: IBGE (2014).

A expansão da cidade pode ser sentida a partir da criação de novos bairros e segundo Vale (2007), com a Lei nº 483, de 9 de dezembro de 1999, a cidade de BoaVista, já com aproximadamente 200 mil habitantes, passou a ter um total de 49 bairros, assim distribuídos: 6 bairros na Zona Norte, 5 bairros na Zona Sul, 3 bairros na Zona Leste, 34 bairros na Zona Oeste, além do Centro (figura 3). O quadro na figura 4 mostra esta distribuição em 2000.

Figura 3 - Mapa de distribuição das Zonas a área urbana de Boa Vista - RR



Fonte: o autor

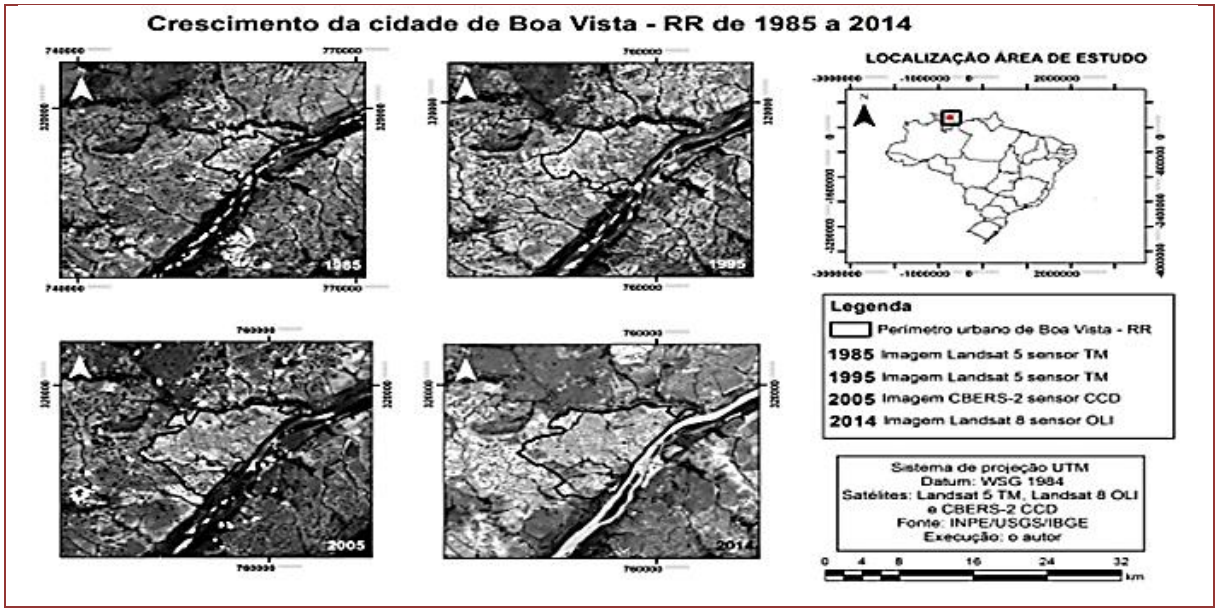
Figura 4 - Quadro dos bairros da cidade de Boa Vista até o ano 2000

Zona	Bairros
Norte	Dos Estados, Aparecida, Aeroporto, Paraviana, São Francisco, 31 de Março
Sul	Calungá, Distrito Industrial, Marechal Rondon, São Vicente, 13 de Setembro
Leste	Caçari, Canarinho, São Pedro
Oeste	Asa Branca, Buritis, Caimbé, Cauamé, Caranã, Centenário, Cambará, Equatorial, Jardim Floresta, Jardim Tropical, Liberdade, Mecejana, Nova Canaã, Operário, Pricumã, Tancredo Neves, Alvorada, Bela Vista, Cidade Satélite, Cinturão Verde, Dr. Sílvio Botelho, Dr. Sílvio Leite, Jardim Caranã, Jardim Primavera, Jóquei Clube, Nova Cidade, Pintolândia,Piscicultura, Araceli Souto, Santa Luzia, Santa Teresa, Senador Hélio Campos, Raiar do Sol, União

Fonte: Staevie (2011).

Verifica-se com isso que há uma grande expansão para a zona oeste da cidade de Boa Vista (figura 5) o que acaba por transformar e gerar novas dinâmicas espaciais, bem como propicia a ocupação de áreas impróprias e que podem vir a ser obstáculos futuros para o pleno desenvolvimento social.

Figura 5 - Crescimento da cidade de Boa Vista 1985, 1995, 2005 e 2014



Fonte: o autor.

A figura 5 retrata 30 anos de expansão da cidade de Boa Vista, sendo importante observar que áreas com corpos d'água antes não ocupadas passaram a integrar a malha urbana da cidade, como nos casos do igarapé Caranã na porção noroeste da cidade e do igarapé Grande da porção oeste da cidade (ambos entre os anos de 1995 e 2004), cabendo analisar quais condições infraestruturais foram dadas para que estas ocupações fossem feitas, minimizando possíveis impactos oriundos do meio físico ou potencializados pela ação humana.

As condições físicas influenciaram qualitativamente as condições de uso e ocupação do solo, pois como destaca Farias; Veras; Paixão (2012), Boa Vista possui uma geomorfologia plana levemente ondulada, com dissecação que varia de fraca a muito fraca, desenvolvida sobre rochas sedimentares, que constituem a formação do município, com cotas altimétricas com média de 70-80 m, ou seja, baixa declividade, o que favorece fenômenos de acumulação de água, como os alagamentos.

O fenômeno de acumulação das águas nas planícies de inundação e áreas próximas é mais propício entre os meses de abril a setembro, quando o período chuvoso pode se tornar mais intenso, uma vez que

> A cidade de Boa Vista encontra-se sob clima tropical úmido (Awi na classificação de Köppen). O verão chuvoso se estende normalmente de abril a setembro e o período seco de outubro a março. O mês de janeiro em geral é o mês mais seco, com precipitação média inferior a 60 mm. A precipitação média anual oscila em torno de 1.750 mm e a temperatura média anual é de 27,4 ºC (MENESES; COSTA; COSTA, 2007, p. 479).

Aspectos como relevo e clima devem ser considerados previamente ao processo de ocupação do espaço, mas segundo Farias; Veras; Paixão (2012) o crescimento urbano de Boa Vista, nas últimas décadas, ocorreu de modo rápido e principalmente no sentido sudoeste e oeste, englobando paulatinamente diversas bacias hidrográficas antes situados fora da área urbana.

As bacias do Caranã, Caxangá, Frasco, Grande, Mirandinha e Pricumã localizadas na cidade de Boa Vista precisam de uma análise mais acurada das relações sociais e naturais que as compõem. Todavia, não basta atribuir ao crescimento populacional toda a culpa por fenômenos de ordem natural como as inundações com afirmativas do tipo "estas famílias não deveriam ocupar estas áreas, pois são áreas de risco", deve-se considerar variáveis que viabilizem o processo de planejamento, a exemplo das bacias hidrográficas.

3. BACIA HIDROGRÁFICA E O PLANEJAMENTO AMBIENTAL DE BOA VISTA

A bacia hidrográfica é reconhecida como unidade espacial na Geografia Física desde o fim dos anos 1960. Contudo, segundo Botelho; Silva (2012) durante a última década ela foi, de fato, incorporada pelos profissionais não só da Geografia, mas da grande área das chamadas Ciências Ambientais, em seus estudos e projetos de pesquisa.

Para Chauhan (2010) bacia hidrográfica é um conjunto de terras drenadas de um ponto mais alto até um ponto mais baixo, tendo como sua desembocadura um ponto comum ou de acordo com Coelho Neto (2007) é uma área da superfície terrestre que drena água, sedimentos e materiais dissolvidos para uma saída comum, num determinado ponto de um canal fluvial.

Para Teodoro et al. (2007) a Política Nacional de Recursos Hídricos, instituída pela Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, incorpora princípios e normas para a gestão de recursos hídricos adotando a definição de bacia hidrográfica como unidade de estudo e gestão, frisando que se vislumbra nesta unidade uma gestão compartilhada entre poder público e sociedade em suas diferentes escalas, ou seja, desde o bairro até o país.

Coaduna-se com Rodríguez; Silva; Leal (2011) em que na atualidade o tema planejamento sobre o uso e a gestão das bacias hidrográficas tem uma importância cada vez maior, para tanto destacam algumas características que possibilitam a melhor visualização de como pode-se melhor utilizá-la (figura 6).

Figura 6 - Quadro das características das bacias hidrográficas

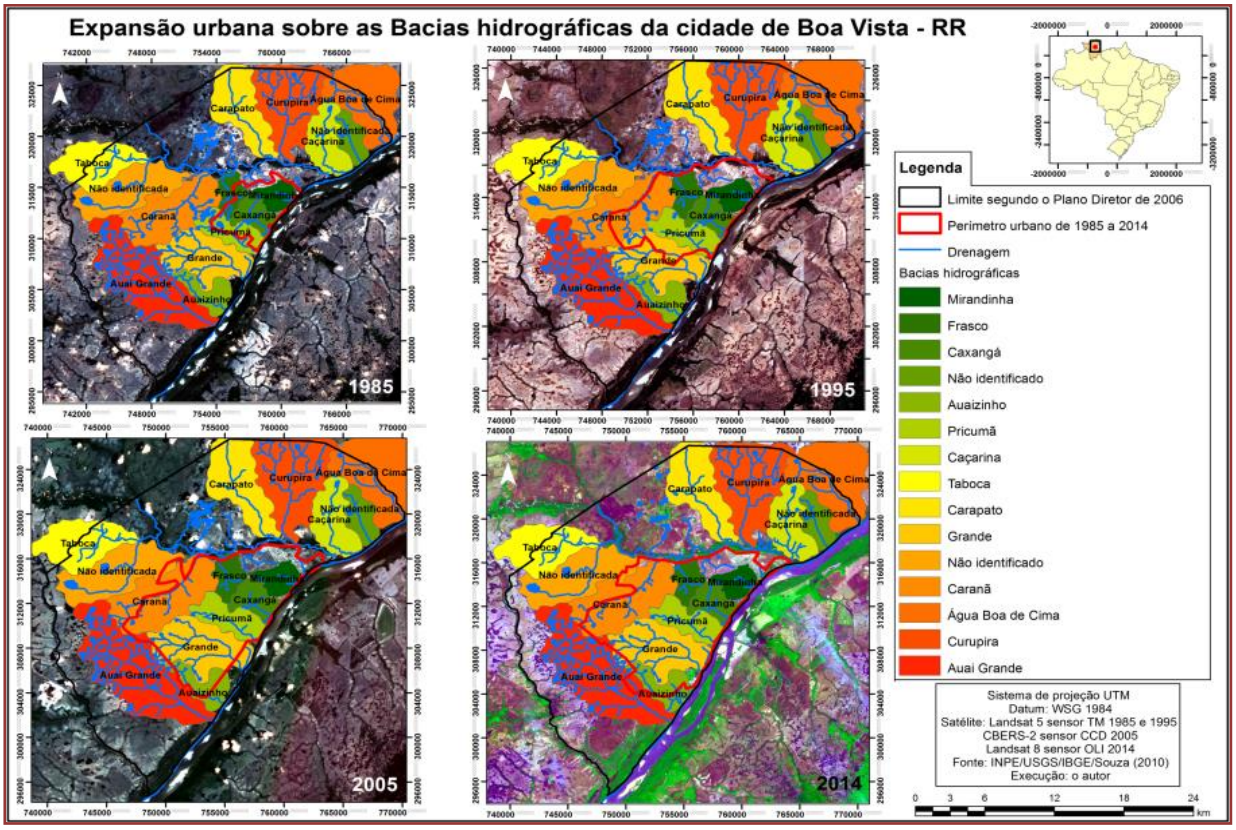
	Características Físicas	Características de Planejamento e Gestão
Bacia Hidrográfica	É a superfície terrestre drenada por um sistema fluvial contínuo e bem definido	Abrange parte de um conjunto de feições ambientais homogêneas (paisagens, ecossistemas) ou de diversas unidades territoriais
	As águas escolhem outro sistema fluvial ou outros objetos hídricos	Considera-se como a unidade mais apropriada para o estudo quantitativo e qualitativo do recurso água, e dos fluxos de sedimentos e de nutrientes
	Seus limites estão geralmente determinados pela divisão principal, segundo o relevo	Assume-se como a unidade preferencial para o planejamento e a gestão ambiental
	É o conjunto de terras drenadas por um corpo principal de águas	Vislumbra-se nesta unidade uma gestão compartilhada entre poder público e sociedade em suas diferentes escalas
	É um espaço físico-funcional	É um espaço de relações sociais

Fonte: Elaborado a partir de Rodríguez; Silva; Leal (2011).

Elencar estas características torna-se salutar para que uma análise possa ser efetuada considerando aspectos físicos como inclusos no processo de planejamento e assim, efetivamente construir um planejamento ambiental consistente, adotando o viés sistêmico na análise de bacia hidrográfica.

Visto a cidade de Boa Vista passar por acréscimo populacional nos últimos 30 anos a figura 7 denota como o processo de expansão da cidade de Boa Vista vem ocorrendo em direção aos lagos anteriormente existentes na cidade, bem como sobre aqueles ainda existentes.

Figura 7 - Processo de expansão urbana sobre as bacias hidrográficas de Boa Vista-RR



Fonte: o autor

Para Meneses; Costa; Costa (2007) devido à acelerada e desordenada expansão urbana, a cidade de Boa Vista vem sofrendo sérios impactos ambientais que incluem a extinção precoce de muitos lagos e brejos e o comprometimento da qualidade das águas lacustres através de práticas antrópicas tais como, a lavagem de roupas e o lançamento indiscriminado de efluentes domésticos em suas bacias.

Fica evidente de acordo com a figura 7 acima que o processo de expansão da cidade de Boa Vista foi bem intenso nos últimos 30 anos e o perímetro urbano revela isso.

No ano de 2014, o processo de expansão do urbano em direção à zona oeste, englobou em sua totalidade a bacia do Grande e do Auaizinho, adentrando a bacia do Auai Grande, pertencente ao atual limite oeste-sul da cidade de Boa Vista (figura 7).

Falcão et al. (2012) em estudo realizado na bacia do Auai Grande, mostrou a fragilidade e vulnerabilidade que o corpo hídrico está sendo exposto pela forma de uso e ocupação da terra no perímetro urbano da cidade Boa Vista-RR em razão do aterro sanitário público estar localizado na área de influência da referida bacia.

Mecanismos de controle devem ser pensados para ordenar os usos na bacia do Auai Grande, caso contrário espera-se que ocorra o mesmo que aconteceu com a bacia do Grande, na qual segundo Menezes; Costa (2007) os impactos mais visíveis estão representados pelo aumento da poluição hídrica, assoreamento, ocupação predial em margens, e no leito dos igarapés, remoção de mata ciliar, erosão e

queimadas revelando uma urbanização desordenada, que transgride a legislação existente, e demonstra frágil intervenção governamental.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Considerando as dinâmicas urbanas e o crescimento populacional exponencial de Boa Vista, constatou-se que áreas próximas aos cursos d'água foram e são ocupadas, corroborando para a extinção de muitas nascentes, localizadas em boa parte na zona oeste da cidade.

Pode-se concluir que bacias hidrográficas são importantes unidades de diagnóstico ambiental, pois permitem que se vislumbre as inter-relações que ocorrem entre a natureza e a sociedade, tornando mais eficiente o planejamento ambiental na cidade, desde que esta relação seja considerada como indissociável e imprescindível para que o uso do solo e a ocupação urbana ocorram de forma pouco impactante no espaço e minimize futuros impactos ambientais, como a extinção de mais nascentes que ainda estão presentes na zona oeste de Boa Vista.

REFERÊNCIAS

[1] BOTELHO, R. G. M.; SILVA, A. S. Bacia hidrográfica e Qualidade Ambiental. In: VITTE, A. C.; GUERRA, A. J. T (Org.). Reflexões sobre a Geografia Física no Brasil. 6. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2012. p. 153-192.

[2] CHAUHAN, M. A Perspective on Watershed Development in the Central Himalayan State of Uttarakhand, India. International Journal of Ecology and Environmental Sciences, [s. l.], v. 36, n. 4, p. 253-269, 2010.

[3] COELHO NETO, A. L. Hidrologia de encostas na interface com a geomorfologia. In: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B (Org.). Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos. 8. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, p. 93-148, 2007.

[4] DINIZ, A. M. A.; SANTOS, R. O. O vertiginoso crescimento populacional de Roraima e seus impactos socioambientais. Caderno de Geografia, Belo Horizonte, v. 15, n. 25, p. 23-44, 2º sem., 2005.

[5] FALCÃO, M. T. et al. Impactos ambientais no igarapé Wai Grande em Boa Vista - Roraima decorrentes da influência do aterro sanitario. REVISTA GEONORTE, Edição Especial, v. 3, n.4, p. 199-207, 2012.

[6] FARIAS, M. V. A; VERAS, A. S. S.; PAIXÃO, S. U. A. Degradação do corpo hídrico no urbano em Boa Vista– RR. TEXTOS & DEBATES, Boa Vista, v. 1, n. 18, p. 129-138, 2012.

[7] INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. disponível em <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 09 dezembro 2014.

[8] MENESES, M. E. N. S.; COSTA, M. L.; COSTA, J. A. V. Os lagos do lavrado de Boa Vista - Roraima: fisiografia, físico-química das águas, mineralogia e química dos sedimentos. Revista Brasileira de Geociências, [S.l.], v. 37, n. 3, p. 478-489, 2007.

[9] MENEZES, M. E. N. S.; COSTA, J. A. V. Urbanização do setor sudoeste de Boa Vista-RR e implicações ambientais na microbacia igarapé Grande-Paca. Revista Acta Geográfica, v. 1, p. 67-81, 2007.

[10] RODRIGUEZ, J. M. M.; SILVA, E. V.; LEAL, A. C. Planejamento ambiental em bacias hidrográficas. In: SILVA, E. V.; RODRÍGUEZ, J. M. M.; MEIRELES, A. J. A. (Org.). Planejamento ambiental e bacias hidrográficas (Tomo 1). Fortaleza: Edições UFC, 2011. p. 29-48.

[11] STAEVIE, P. M.Expansão urbana e exclusão social em Boa Vista – Roraima.OCULUM ENSAIOS, Campinas, [s . v.], n. 13, p.68-87, 2011.

[12] TEODORO, V. L. I.; et al. O conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. REVISTA UNIARA, Araraquara, v. 11, n. 1, p. 137-156, 2007.

[13] VALE, A. F. Migração e territorialização: as dimensões territoriais dos nordestinos em Boa Vista, RR. 2007. 270 p. Tese (Doutorado em Geografia) — Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual "Julio de Mesquita Filho", Presidente Prudente, 2007.

Capítulo 5

Avaliação de impactos geoambientais em bacia hidrográfica peri-urbana: Um estudo de caso

Adriano Bressane
Isabela Lopes Lima Araújo
Isadora Gurjon Gomes
Graziele Coraline Scofano da Rosa
Mirela Beatriz Silva
Ana Paula Garcia Goulart

Resumo: As áreas periféricas das cidades estão continuamente submetidas aos impactos decorrentes dos processos de expansão da malha urbana, frequentemente sem um prévio planejamento e avaliação, para mitigação de impactos geoambientais. Recuperar a qualidade das bacias peri-urbanas degradadas requer um diagnóstico capaz de caracterizar o cenário atual, identificar os problemas e encaminhar ações mitigadoras para projetos o cenário futuro pretendido. Com o objetivo de gerar resultados de referência, capazes de contribuir com a gestão de conflitos de uso e ocupação do solo, um estudo de caso foi desenvolvido no setor noroeste do município de Rio Claro (SP).

Palavras-chave: Rio Claro (SP). Expansão urbana. Diagnóstico. Qualidade ambiental. Ações mitigadoras.

1. INTRODUÇÃO

Compreender um território de forma abrangente e integrada, capaz de considerar os diversos fatores intervenientes no equilíbrio dinâmico da paisagem, é o primeiro passo chave para um planejamento adequado. As áreas que circundam as cidades sofrem processos muito intensos e diversificados de modificação do uso e ocupação do solo devido, sobretudo, a proximidade em relação ao núcleo urbano, aos processos especulativos e as políticas locais que privilegiam as atividades urbanas em detrimento das rurais (Vandermeer e Perfecto, 2007; Qi, 2014).

A expansão urbana está relacionada a uma série de fatores de ordem histórica e econômica que conjugados ou não, influenciam o desenvolvimento de uma cidade. De qualquer modo, mais cedo ou mais tarde, este crescimento implica uma maior pressão sobre o meio ambiente e sobre os recursos naturais (Volante et al., 2016). Mudanças significativas no comportamento das condições naturais de uma bacia, causadas por processos naturais ou atividades antrópicas podem gerar alterações, efeitos e/ou impactos nos seus fluxos energéticos, desencadeando desequilíbrios ambientais e, portanto, a degradação da paisagem.

Em uma bacia hidrográfica existem condições limitantes a aptidão para certos usos, como tipos de culturas, pastos e demais atividades antrópicas devido as condições condicionantes naturais tais como fertilidade do solo e topografia (Piquer-Rodríguez et al., 2018a). Contudo, entre outras restrições que frequentemente não são observadas, está a fragilidade de áreas próximas a cursos hídricos, sobretudo, de nascentes, levando a uma ocupação e uso altamente impactantes (Piquer-Rodríguez et al., 2018b).

Levantamentos de campo constituem uma estratégia importante para a compreensão do território, reconhecer as atuais condições da vegetação, do solo e dos cursos hídricos, investigar ocorrências de processos erosivos, de assoreamento, deposição de lixo, lançamento de esgoto, remoção da mata ciliar e demais conflitos de uso e ocupação, sobretudo referente a ocupação irregular em áreas de preservação permanentes. Nesse sentido, o objetivo deste projeto é gerar resultados de referência, que possam contribuir com a gestão de conflitos de uso e ocupação do solo e, para tanto, um estudo de caso foi desenvolvido no setor noroeste do município de Rio Claro (SP).

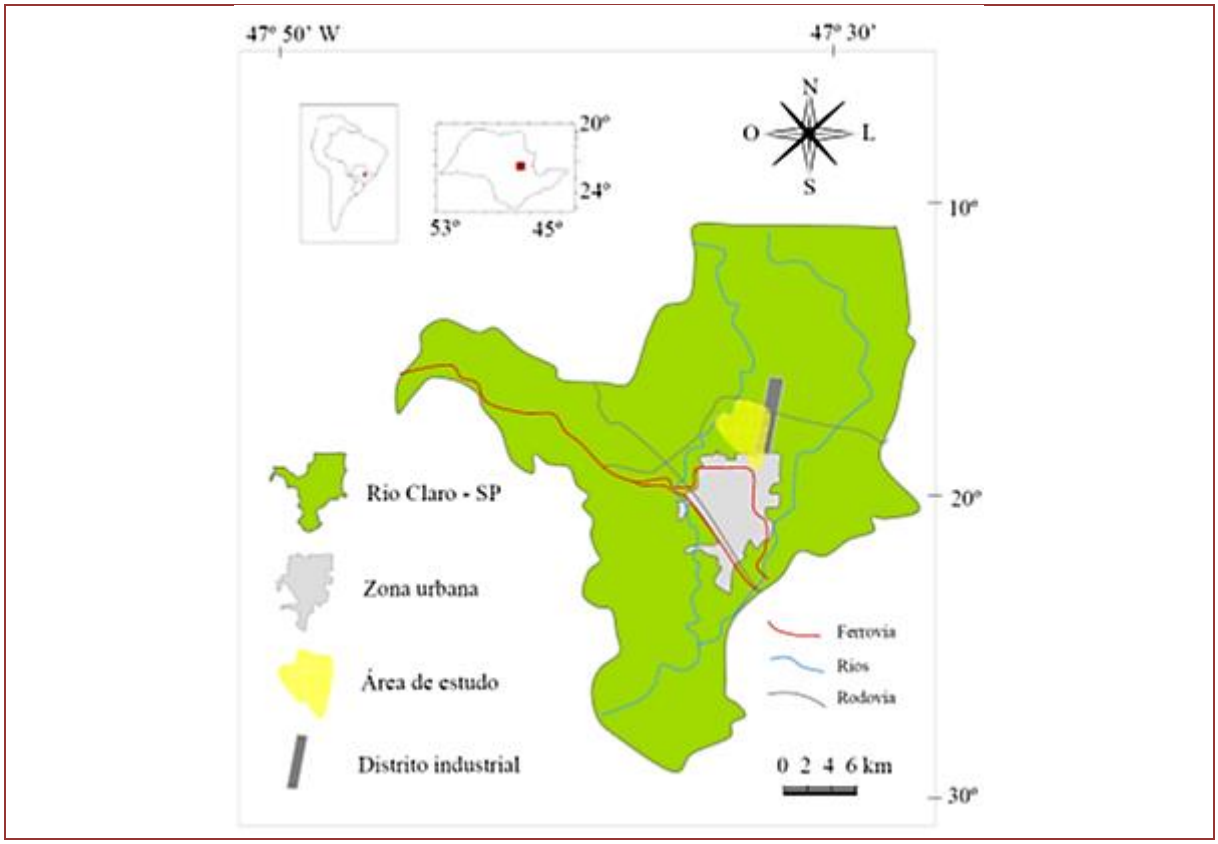
2. MATERIAIS E MÉTODO

O município de Rio Claro (SP) localiza-se a 180 km da capital do Estado e está situado na chamada Depressão Periférica, distante poucos quilômetros das "cuestas" que formam a escarpa do Planalto Ocidental Paulista, sob as coordenadas 22° 05' e 22° 40' S (latitude) e 47° 30' e 47° 55' W (longitude). Com uma taxa de urbanização de 97,8%, segundo o censo de 2004, Rio Claro (SP) apresenta uma área total de cerca de 520 km^2 e uma população de aproximadamente 188.110 habitantes.

A área de estudo pertence a Bacia do Médio Corumbataí e corresponde a uma região periurbana situada no setor noroeste do município paulista de Rio Claro (SP), limitando-se ao norte pela Rodovia SP-191, a leste pela Avenida Brasil, a oeste pelo rio Corumbataí e ao sul pela malha urbana, abrangendo os bairros Jd. Hipódromo, Conjunto Hab. Boa Esperança, Jd. Santa Clara e Jd. Floridiana, bem como o setor sudoeste do Distrito Industrial, totalizando aproximadamente 2,46 km^2 (Figura 1).

Os principais materiais de análise foram constituídos por registros fotográficos e dados obtidos por levantamentos de campo, planejados visando realizar um reconhecimento dos aspectos e impactos geoambientais na área de estudo, sobretudo, identificar os principais pontos de degradação. Para isso, um roteiro foi elaborado mediante estudo da base cartográfica do município de Rio Claro - SP, escala 1:10.000, fornecida pela Secretaria Municipal de Planejamento, Desenvolvimento e Meio Ambiente, escala 1:25.000. Por último, foi realizada a interpretação de fotos áreas, escalas 1:25.000 e 1:5.000, fornecidas pelo Departamento de Geologia Aplicada - Instituto de Geociências e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista – UNESP, campus de Rio Claro-SP.

Figura 1. Setor noroeste da bacia periurbana de Rio Claro – SP



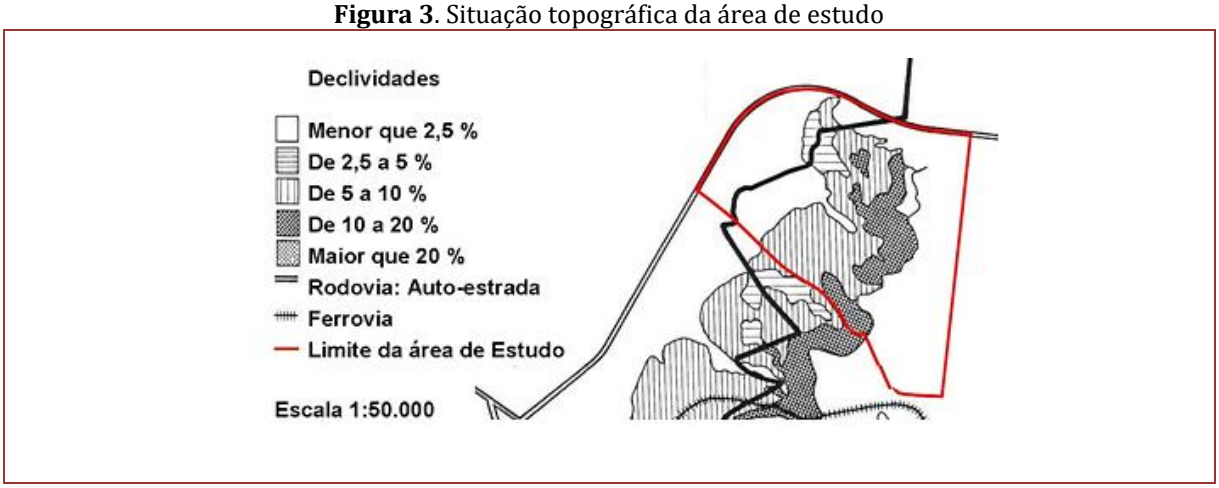
3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Na área de estudo ocorrem as Formações Rio Claro e Corumbataí, além de depósitos aluvionares quaternários. No topo dos divisores d'água a camada arenosa é mais espessa, onde os solos são do tipo latossólico - fase arenosa (textura média, bem drenados, muito lixiviados, inférteis e fortemente ácidos), com profundidades entre 10 e 12m, a qual diminui em direção às bordas dos mesmos (Rodrigues, 1991). Ainda nos topos planos, ocorre regossolo, pobre em matéria orgânica e fortemente ácido. Já nos vales do Rio Corumbataí ocorrem solos hidromórficos (EMBRAPA, 1981 apud Marcelino, 1997) (Figura 2).

Figura 2. Aspectos geotécnicos da área de estudo

A área de estudo apresenta declividade bastante diversificada, variando desde um índice < 2,5% no topo do interflúvio e, logo em seguida (sentido leste - oeste) passa para uma declividade entre 10 a 20%, que volta a decrescer abaixo de 2,5%, no limite oeste da área (Cottas, 1983) (Figura 3).

Figura 3. Situação topográfica da área de estudo



Fonte: Modificada a partir de Cotas (1983).

Rio Claro (SP) apresente um regime de chuvas com duas estações bem definidas, seco entre abril e setembro, úmido de outubro a março. Na época quente e úmida normalmente verificam-se amplitudes térmicas menores que 12ºC e na fria e seca varia entre 3ºC e 18ºC (Troppmair apud Lima, 1994). Dados com relação aos ventos indicam velocidade média de cerca de 12 km/h e com direções predominantes sudoeste e nordeste (Christofoletti, 2005).

A existência de dois períodos distintos durante o ano, um chuvoso e outro seco, definidos pelo clima do município de Rio Claro (SP), implica, em solos arenosos, em processo intenso de erodibilidade e instabilidade mecânica diferenciada, o qual se associa desfavoravelmente aos períodos de grande variação térmica, ampliando os problemas de estática dos edifícios (Marcelino, 1997).

Não foram encontrados trabalhos relacionados à vegetação da área estudada. Entretanto faz-se uma descrição geral das características da vegetação nativa encontrada durante as visitas a campo. A área se caracteriza, quanto à vegetação nativa, pela presença do tipo vegetal Mata de transição (entre Mata Atlântica e Cerrado). Esse tipo de vegetação está ligado às estações climáticas descritas, uma tropical, com chuvas de verão, e outra subtropical, com período seco e temperatura amena.

A observação de fotografias aéreas e as saídas de campo realizadas permitiram observar que a vegetação nativa da área é praticamente inexistente. Os poucos refúgios florestais existentes são pequenas matas antropizadas e desconexas. Grande parte do solo da área é, atualmente, coberto por pastagens, apresentando ainda pequenas áreas com mata de Capoeira e Cerrado, às margens do rio Corumbataí.

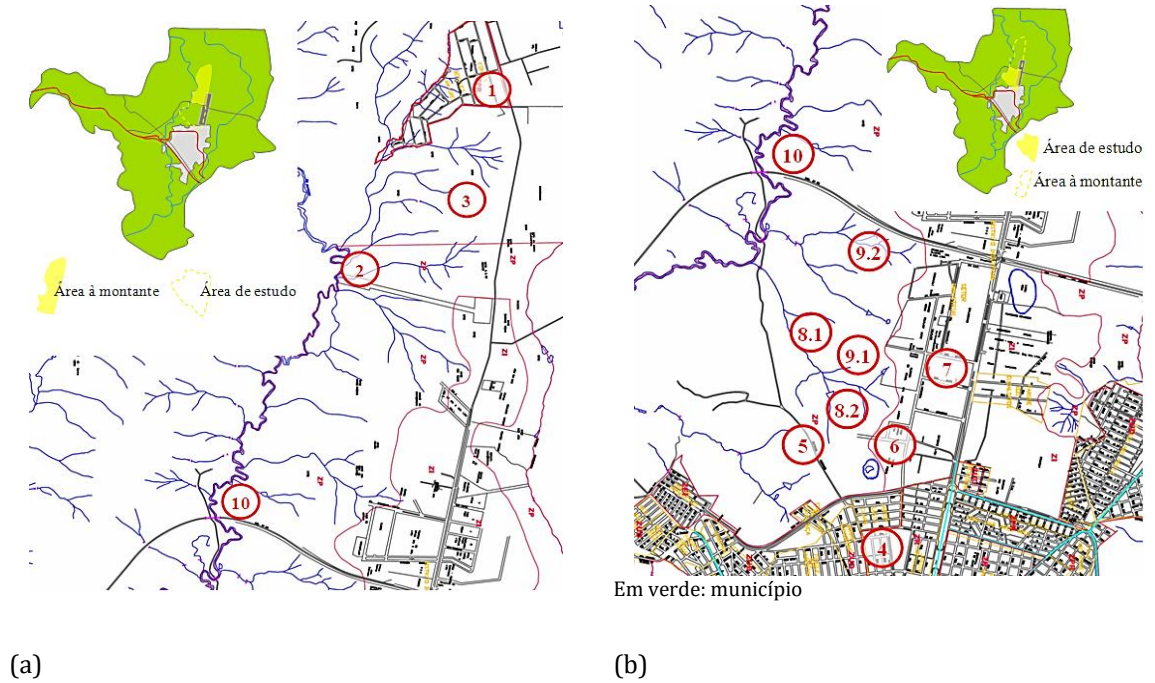
Quanto às matas ciliares, uma pequena parcela do curso do rio preserva a distância mínima de 30 metros a partir da margem. Foi observado durante os trabalhos de campo que algumas áreas de preservação permanente (APP), ao longo do rio Corumbataí, se encontravam florestadas por espécies exóticas, como o eucalipto. A situação se repete nos afluentes, onde as APP's não são preservadas. Durante o trabalho de campo foi observada a presença do gado às margens dos cursos d'água, não permitindo que a vegetação se desenvolva nessas áreas de várzea. Nem mesmo as áreas de nascentes (anfiteatros), comuns no contato entre a Formação Rio Claro e a Corumbataí, são protegidas por vegetação nativa. Muitas vezes o avanço das áreas urbanas sobre os cursos d'água não permite a integridade de APP's com os devidos comprimentos e da vegetação nativa, sofrendo essas ocupações diversas. As ocupações mais comumente observadas na área foram moradias, estradas, e pesque-pague.

O uso atual e cobertura do solo deixam-no exposto aos fatores climáticos discutidos trazem como conseqüência a erosão do solo, que já apresenta susceptibilidade, muitas vezes notada nos trabalhos de campo. De acordo o levantamento das classes de uso do solo urbano e a avaliação da ocupação espacial desenvolvido por Rodrigues (1991), utilizando-se imagem orbital HRV - SPOT pancromática de 1989 do perímetro urbano de Rio Claro, foram encontradas 3 classes principais descritas como: (1) áreas com desenvolvimento mais recente, sendo residenciais, comerciais e serviços, apresentando arruamento ordenado e pavimentado, rede de água, de energia elétrica e iluminação pública; (2) áreas que apresentam características de loteamentos, com arruamentos ordenados, sem pavimentação e sem arborização. Baixa densidade de construção por quadra, apresentando residências em terrenos de meio lote e lote inteiro, cerca de 30% do terreno em área construída. Residencial rarefeito, classe baixa e média I; e (3) Áreas que

se encontram dentro do perímetro urbano, mas não apresentam características urbanas, sendo utilizadas como pastagens, áreas de cultivo, ou mesmo sem utilidade aparente. Muitas das áreas encontram-se em regiões com alta declividade, inviabilizando o assentamento urbano, principalmente nas encostas do rio Corumbataí. Em síntese, quase vinte anos após, o atual uso e ocupação socioeconômica da área de estudo pode ser resumido em quatro classes principais: (1) usos predominantemente rurais a noroeste, tais como pastagens e cultivos, ocupando a maior proporção da área de estudo; (2) uso industrial no corredor norte-sul, no extremo leste da área; (3) uso diversificado situado na borda periférica urbana ao sul da área, com residências, comércio e prestação de serviços; e (4) uso predominantemente residencial no extremo sul. A seguir são apresentados os locais vistoriados e principais problemas diagnosticados.

Como descrito anteriormente, foram realizados trabalhos de campo para identificação de processos ambientais, bem como atividades antrópicas direta ou indiretamente impactantes na área de estudo que, conjuntamente, representam condições indesejáveis que contrariam a adequada ocupação das terras e desrespeitam sua vocação de uso, tornando-as vulneráveis a progressiva degradação e impróprias para o aproveitamento econômico. Os locais vistoriados nos trabalhos de campo totalizaram 10 pontos (Figura 4).

Figura 4. Principais pontos vistoriados, a montante (a) e na área de estudo (b)



Fonte: Autores.

Pela análise de fotos aéreas foram estudadas as condições da vegetação nas margens do Rio Corumbataí (APP's) a montante e na área de estudo. Como principal resultado foi estimado a proporção de área desmatada, total ou parcialmente, da mata ciliar. Considerando uma área de preservação permanente não inferior a 30 metros, extensão essa exigida para cursos hídricos com largura de até 10 metros, mediante a fotointerpretação pôde-se estimar que aproximadamente 60,7% e 74,0% das margens direita e esquerda, respectivamente, tiveram a mata ciliar desmatada total ou parcialmente (extensão inferior a trinta metros) ao longo da extensão do rio Corumbataí pertencente às áreas a montante e de estudo. Os principais problemas ambientais diagnosticados nos pontos de visita foram descritos no quadro síntese apresentado a segui (Tabela 1).

Tabela 1. Síntese das principais observações em campo

Ponto 01. Bairro Fontes e Bosques Alan-Grei: lotes desprovidos de sistemas de captação e afastamento de esgoto domiciliar, representando um alto risco de contaminação caso o sistema de fossas sépticas atual não seja adequado. A elevada declividade requer obras de contenção para prevenir escorregamentos de terra.	
Ponto 02. Estação de captação de água: ao contrário do recomendado, a captação é feita na parte interna da curva do rio, onde ocorre a deposição de material, já que a velocidade do escoamento da água é menor nessa porção. Para impedir a deposição de sedimentos no local da captação um muro de concreto foi construído.	
Ponto 03. Propriedades rurais: grandes extensões de solo com cobertura vegetal rasa, ocupadas por criações animais, inclusive em área de preservação permanente (APP), compactando o solo por freqüente pisoteamento, ao mesmo tempo que abrem caminhos por continua passagem, potencializando processos erosivos.	
Ponto 04. Bairros periurbanos: na área urbana mais periférica foram observadas, inclusive, atividades tipicamente rurais, como a piscicultura, com alguns processos erosivos. A deposição e acúmulo de lixo nas vias públicas e terrenos baldios representa um dos principais problemas identificados nestes bairros.	
Ponto 05. Estrada do Sobrado: o trecho asfaltado apresenta sérios problemas de degradação do pavimento pela não remoção do substrato argiloso, devido ao seu caráter plástico, expansivo e contráctil. A impermeabilização do solo potencializou o processo de erosão ao longo da estrada e nas vias não pavimentadas a jusante.	
Ponto 06. Lagoa Seca do Distrito Industrial: situada no interior de uma propriedade privada, a lagoa encontra-se significativamente degradada pela completa remoção da mata ciliar e pelo constante e excessivo pisoteamento do gado ao longo de suas margens, desencadeando processos de expressiva degradação.	
Ponto 07. Distrito Industrial: problemas relacionados a deposição inadequada de resíduos sólidos, principalmente de origem industrial, acumulados sem aparentes cuidados para prevenir potenciais contaminações, sobretudo, por se tratar de uma área de recarga do aqüífero Rio Claro.	
Ponto 08. Antigas cavas de olaria: cavas abandonadas sem recomposição da cobertura vegetal, favorecendo processos erosivos, e o respectivo assoreamento de anfiteatros de nascentes situados no entorno de algumas destas áreas. Em alguns casos foram observadas pastagens, agravando as erosões.	
Ponto 09. Anfiteatros de nascentes: próximo ao local de uma das cavas de olaria situada na área de estudo (Ponto 8.2), foi observado um dos anfiteatros de nascentes com precárias condições de vegetação, além de consideráveis quantidades de lixo depositados em seu entorno.	
Ponto 10. Margens do rio Corumbataí: no acesso pôde-se verificar vários trechos da estrada degradados por processos de ravinamento, assim como por diversas deposições de lixo, inclusive de materiais altamente tóxicos, como lâmpadas fluorescentes quebradas, também observadas ao longo das margens do curso hídrico.	

Com base nos levantamentos de campo, os principais problemas ambientais diagnosticados foram classificados em três níveis de gravidade (Quadro 2).

Quadro 2. Níveis de gravidade dos problemas identificados

Categorias de Problemas	Pontos de ocorrência	Local	Nível de Gravidade	Categorias de Problemas	Pontos de ocorrência	Local	Nível de Gravidade
Processos erosivos	03	EPU	Médio	Ocupação e degradação de APP's	01	ZRP	Alto
	04	ZPR	Alto		03	EPU	Alto
	05	ZP	Baixo		06	ZP	Médio
	06	ZP	Médio		09	ZP	Alto
	08	ZP	Baixo		10	ZP	Alto
	09	ZP	Alto	Terrenos baldios mal conservados	04	ZUD	Médio
	10	ZP	Alto				
Escorregamentos de terra	01	ZPR	Médio	Resíduos sólidos	04	ZUD	Alto
Assoreamento de cursos hídricos	02	EPU	Médio		07	ZI	Alto
	04	ZPR	Médio		10	ZP	Alto
	06	ZP	Médio				
	09	ZP	Alto	Inundação e alagamento	07	ZI	Médio
	10	ZP	Alto				
Infra-estrutura degradada	01	ZRP	Alto	Contaminação do solo e águas	01	ZPR	Alto
	05	ZP	Médio		07	ZI	Alto
	07	ZI	Médio		10	ZP	Alto

ZUD - Bairros na zona de uso diversificado
ZR - Bairros situados na zona residencial
ZI - Distrito Industrial situado na zona industrial
ZP - Área limítrofe com a zona rural
ZPR - Bairros na zona predominante. Residencial
EPU - Área externa ao perímetro urbano

A proposição das medidas de controle para tais problemas foi estruturada através da elaboração de um Programa de Recuperação e Sustentabilidade GeoAmbiental para o Setor Noroeste da cidade de Rio Claro-SP proposto em três níveis de detalhamento: (1) Nível de Programa: são indicados os projetos de prevenção e correção necessários para todos os problemas diagnosticados; (2) Nível de Projeto: são apontadas as etapas técnicas para solução dos principais problemas diagnosticados; e (3) Nível de Ações Técnicas: são descritas as ações técnicas necessárias para os projetos aplicados aos principais problemas diagnosticados. Portanto, o programa proposto é composto por um conjunto de projetos que, por sua vez compõem-se pelas diversas etapas de execução, nas quais estão inseridas as diversas ações técnicas. Nesse sentido, os projetos propostos estão descritos no quadro a seguir (Quadro 3).

Quadro 3. Projetos e seus respectivos objetivos no Programa

1. Processos Erosivos e Assoreamento	Implementar medidas técnicas de controle e prevenção de processos erosivos e de assoreamento dos cursos hídricos.
2. APP's / Matas Ciliares	Implementar medidas técnicas de recuperação de APP's e recomposição das matas ciliares.
3. Parques Lineares e Arborização urbana	Implementação de parques lineares e elaboração e implementação de um plano de arborização para área.
4. Resíduos sólidos e Drenagem urbana	Implemantar o gerenciamento integrado de resíduos sólidos e drenagem urbana, bem como soluções consorciadas a nível regional para os resíduos industriais e hospitalares.
5. Saneamento Básico	Implementar um sistema de coleta e tratamento de esgoto a montante da área (Bairro Fontes e Bosques Alan Grei).
6. Educação Ambiental	Implementar um sub-programa de conscientização e treinamento ambiental que contemple e integre todos os demais temas.

Considerando os níveis de gravidade apresentados, foram selecionados os seguintes temas para serem discutidos a nível de projeto: (1) Arborizaçao urbana / Parque linear; (2) Erosão e Assoremaneto; e (3) Educação Ambiental. Pela urgência de implementação de medidas, considerando suas expressivas relevâncias funcionais não apenas para a área de estudo mas, inclusive, para todo o muniícipio , assim como pelo extremo grau de degradação atual, os seguintes temas foram selecionados e discutidos em nível de ações técnicas: (1) APP's / matas ciliares; e (2) Resíduos sólidos e drenagem urbana.

REFERÊNCIAS

[1] CHRISTOFOLETTI, A. L. H. et al. Atlas Climático de Rio Claro(SP): 2005. Rio Claro, 2005. 80p.

[2] COTTAS, L. R. Estudos geológico-geotécnicos aplicados ao planejamento urbano de Rio Claro–SP. São Paulo: USP. 1983. Tese (Doutorado). 171p. Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo. 1v. e 2v.

[3] LIMA, M. A. Avaliação da qualidade ambiental de uma microbacia no município de Rio Claro (SP). Rio Claro: UNESP. 1994. Tese (Doutorado). 264p. Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 1v. e 2v.

[4] MARCELINO, V. R. Proposta para Arborização do Setor Sul do Distrito Industrial de Rio Claro (SP). 1997. 67 f. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Ecologia). Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 1997.

[5] PIQUER-RODRÍGUEZ, M., BAUMANN, M., BUTSIC, V., GASPARRI, N., GAVIER-PIZARRO, G., VOLANTE, J., MÜLLER, D., KUEMMERLE, T.The potential impact of economic policies on future land-use conversions in Argentina. Land Use Policy, v.79, p.57–67, 2018b.

[6] PIQUER-RODRÍGUEZ, M., BUTSIC, V., G¨ARTNER, P., MACCHI, L., BAUMANN, M., GAVIER-PIZARRO, G., VOLANTE, J., GASPARRI, N., KUEMMERLE, T. Drivers of agricultural land-use change in the Argentine Pampas and Chaco regions. Appl. Geogr. v.91, p.111–122, 2018a.

[7] QI, J., 2014. Agricultural expansion and abandonment. In: Njoku, E.G. (Ed.), Encyclopedia of Remote Sensing, Encyclopedia of Earth Sciences Series. Springer, New York, NY.

[8] RODRIGUES, R. Levantamento das Classes de Uso do Solo Urbano de Rio Claro com Utilização de Imagens SPOT. Rio Claro: UNESP. 1991. Monografia (Graduação em Ecologia) 62 f. Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 1991.

[9] VANDERMEER, J., PERFECTO, I., 2007. The agricultural matrix and a future paradigm for conservation. Conserv. Biol.: J. Soc. Conserv. Biol. 21, 274–277.

Capítulo 6

Contaminação por óleo (2019) e resíduos sólidos (2021) no litoral do Nordeste

Lana Machado Alves
Italo Felipe da Silva
Weslley de Andrade Silva
Paula Christine Dantas de Lima Pereira dos Santos
Ana Karla Costa de Oliveira

Resumo: Em 2019, a costa litorânea do Brasil foi surpreendida com chegada de manchas de óleo e, atualmente, em 2021, com toneladas de lixo hospitalar. Segundo a legislação ambiental, sobretudo leis do CONAMA, essas ocorrências são danosas ao meio ambiente, fauna, flora e a comunidade desses locais, assim como à economia e turismo, necessitando-se de estudos e investigações para averiguar a fonte de contaminação e evitar possíveis novos casos. Nesse sentido, foram realizados estudos bibliográficos atuais sobre essas contaminações, a partir de registros jornalísticos atuais e bibliografia específica do assunto em relação a artigos e dissertações, bem como consulta de opinião pública envolvendo educação ambiental e conhecimento do problema e discussão dos resultados obtidos. Nesses estudos, verificou-se que 80,10%, tinham conhecimento acerca da contaminação na praia por petróleo e resíduos; cerca de 46% dos participantes acham que as praias ainda não estão adequadas para o lazer e pouco mais de 43% ainda tem dúvidas quanto a isso. Mais de 88% dos participantes acham que a sociedade não está instruída a respeito da importância ambiental e econômica das praias E, ainda, tendo em vista da importância turística, de fauna e local de pesca, concluiu-se que os efeitos do petróleo e do lixo podem gerar grandes prejuízos ambientais e socioeconômicos para os moradores da região.

Palavras-Chave: Poluição; Petróleo; Lixo; Educação Ambiental; Resíduo.

1. INTRODUÇÃO

Segundo o G1, 2019, ao fim de agosto do ano de 2019, a costa litorânea brasileira, principalmente o Nordeste, no Brasil, foi surpreendida com a chegada de grandes manchas de óleo que "surgiram" no mar, poluindo não somente o oceano, mas também a areia das praias. Por meio de análises, já se sabe que o óleo é petróleo cru, "piche" na linguagem popular e também, é de conhecimento geral que esse petróleo cru, vem afetando severamente o ecossistema marinho, como peixes, tartarugas, aves e até os estuários. Além do ecossistema, a contaminação pelo petróleo cru afeta diretamente a balneabilidade das praias, tendo em vista que todos os estados no Nordeste foram atingidos e várias localidades foram comprometidas, impossibilitando, dessa forma, a utilização do mar para atividades pesqueiras e recreativas, afetando assim o turismo e consequentemente a economia local.

Segundo o site da Tribuna do norte, 2021, em abril, pelo menos 10 praias entre os estados do Rio Grande do Norte e da Paraíba atingidas por toneladas de lixo na penúltima semana de abril. Voluntários trabalham para coletar os dejetos e reduzir os danos ambientais nas praias, que ainda não haviam se recuperado do derramamento de óleo no segundo semestre de 2019.

Nesse contexto, é importante ressaltar, conforme a Resolução CONAMA nº 274, de 29 de novembro de 2000 que define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras, dispõe na página 257 o seguinte trecho:

> "Art. 3° Os trechos das praias e dos balneários serão interditados se o órgão de controle ambiental, em quaisquer das suas instâncias (municipal, estadual ou federal), constatar que a má qualidade das águas de recreação de contato primário justifica a medida.
>
> § 1° Consideram-se como passíveis de interdição os trechos em que ocorram acidentes de médio e grande porte, tais como: derramamento de óleo e extravasamento de esgoto, a ocorrência de toxicidade ou formação de nata decorrente de floração de algas ou outros organismos e, no caso de águas doces, a presença de moluscos transmissores potenciais de esquistossomose e outras doenças de veiculação hídrica." (pág 257)."

Bem como a Resolução CONAMA Nº 005, de 05 de agosto de 1993 define Resíduos Sólidos como "Resíduos nos estados sólido e semissólido, que resultam de atividades da comunidade de origem: industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição". Na Resolução supracitada também é definido que o Sistema de Disposição Final de Resíduos Sólidos deve garantir a proteção da saúde pública e a qualidade do meio ambiente.

Assim, é importante verificar que, segundo a legislação, essas ocorrências são danosas ao meio ambiente, fauna, flora e a comunidade desses locais, assim como à economia e turismo, necessitando-se de estudos e investigações para averiguar a fonte de contaminação e evitar possíveis novos casos.

O presente trabalho foi realizado a partir de amostras da água do mar, na Praia de Barra de Tabatinga, no município de Nísia Floresta – RN, uma das mais atingidas pelo petróleo no estado do Rio Grande do Norte, onde era perceptível, visualmente, a contaminação oleosa na faixa de areia, na água, nas rochas e nas formações de manguezais. E também na análise de imagens e notícias referentes ao aparecimento de resíduos sólidos na costa litorânea.

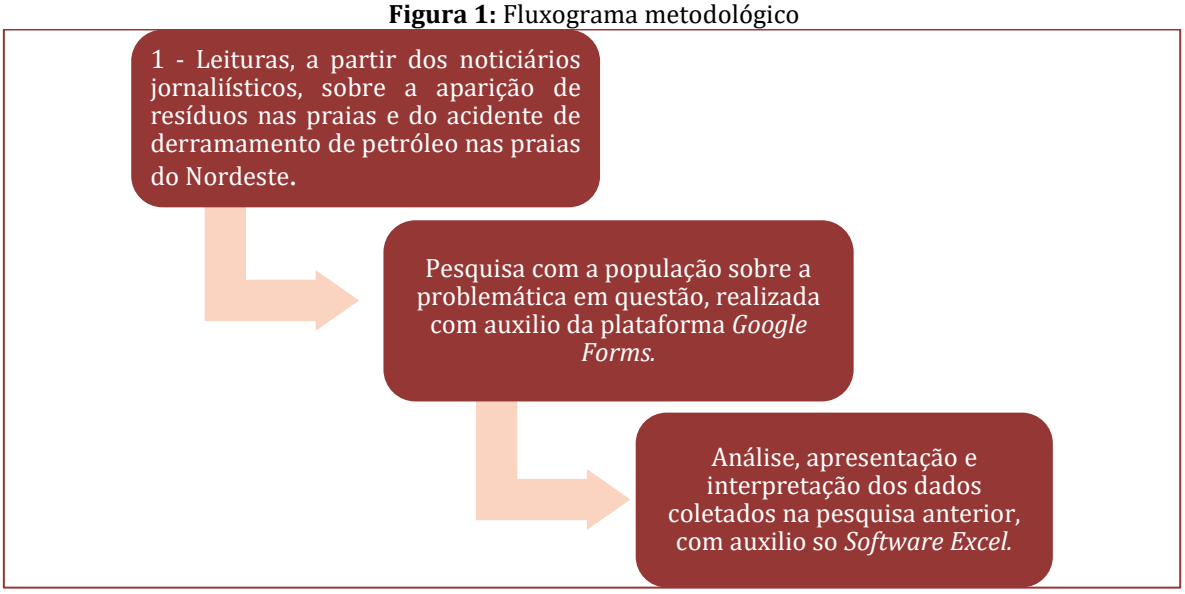
Nesse contexto, o objetivo do trabalho foi um estudo relativo às ocorrências de óleo e resíduos nas praias do litoral nordestino, bem como a realização de estudos preliminares na água (em novembro de 2019) da Praia de Barra de Tabatinga – RN, quanto aos seus aspectos físico-químicos.

2. METODOLOGIA

A metodologia consistiu em leituras, a partir dos noticiários jornalísticos, sobre a aparição de petróleo e resíduos nas praias do Nordeste, em locais similares ao da ocorrência por óleo. A segunda etapa consistiu no uso das plataformas *google forms*, e *software* Excel para análise e apuração dos dados. Foi criado um questionário composto por perguntas objetivas e de rápidas respostas cujas perguntas foram: "Você soube da contaminação de petróleo e lixo nas praias do Rio Grande do Norte?"; "Você acha que as praias já estão adequadas ao lazer da população?"; "Você quando vai à praia evita deixar resíduos na região?" e por último: "Em sua opinião a sociedade está instruída a respeito da importância ambiental e econômica das praias?"

Após à elaboração das perguntas para o questionário, houve uma divulgação nas mídias socais dos autores, para que a sociedade brasileira pudesse responder. Após as respostas serem coletadas, foram transferidas para uma planilha, onde houve a apuração dos dados e construções dos gráficos apresentados nos resultados, como pode ser resumido no fluxograma metodológico representado na Figura 1 a seguir:

Figura 1: Fluxograma metodológico



Fonte: Autoria própria, 2021.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

De acordo com os estudos realizados acerca das contaminações por petróleo, em 2019, segundo o site jornal da USP 2020, ressalta que dada a dimensão do desastre ambiental, houve uma atuação a desejar do governo federal e ausência em ações do Ministério do meio ambiente; as atuações na retirada do óleo foram iniciativas das populações locais e Prefeituras locais que realizaram processos de limpeza de forma voluntariosa; as técnicas de limpeza utilizadas foram executadas muitas vezes com treinamento da população, realizando-a de forma manual, com uso de equipamentos de proteção como luvas, máscaras e botas; bem como tratores e navios também foram utilizados, dado o tamanho e volume das manchas em alguns locais. E posteriormente a Marinha assumiu a apuração do caso.

Dentre os maiores impactos está a contaminação dos mangues, pois suas espécies são essenciais para a manutenção dos ecossistemas marinhos, e quando prejudicadas, isso causa danos a toda a cadeia alimentar. Esses prejuízos tendem a se alastrar a longo prazo e a serem somados a outros problemas, como a poluição das águas por esgoto e lixo e as alterações climáticas.

Até o presente momento, nada é conclusivo, apenas foi sabido que o navio venezuelano *Tanque Grego* foi carregado com petróleo em julho e seguiu a rota onde as manchas foram encontradas e a PETROBRAS aponta uma mistura de óleos venezuelanos; contudo, barris da Shell foram encontrados em Sergipe, mas a empresa ressalta que fora de lubrificantes (G1, 2019). Desde então, os impactos são imensuráveis tendo-se o IBAMA contabilizado 39 animais atingidos, o projeto TAMAR, na época, teve atividades paralisadas e a reprodução de baleias tinha possibilidade de ser prejudicada. De outubro até início de 2020 muitas praias foram fechadas e a economia dos locais tiveram prejuízos com o turismo.

De acordo com a resolução CONAMA nº 257 e 357 às condições padrões de qualidade de água observadas e avaliadas nas águas salinas de classe 1(águas destinadas à recreação de contato primário, proteção de comunidades aquáticas e prática pesqueira) que condizem com nossas pesquisas são em relação a óleos e graxas virtualmente ausentes, substâncias que produzem odor e turbidez virtualmente ausentes e pH de 6,5 a 8,5, não devendo haver uma mudança do pH natural maior do que 0,2 unidade.

Conforme a Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005 que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, define na página 14 o seguinte trecho:

> "Secção III, Art. 18° As águas salinas de classe 1 observarão as seguintes condições e padrões:
>
> b) materiais flutuantes virtualmente ausentes;
>
> c) óleos e graxas: virtualmente ausentes;
>
> f) resíduos sólidos objetáveis: virtualmente ausentes."

Além da problemática da ocorrência de manchas de óleos, houve também o surgimento de resíduos sólidos no litoral nordestino. O Jornal do Comércio (2021) cita que:

> "No Rio Grande do Norte, uma das praias em Canguaretama, amanheceu no fim de semana de 19 e 20 de junho, com 1,5 tonelada de lixo. Entre os sapatos, roupas, mochilas e documentos, apareceram tubos de coleta de sangue e seringas usadas. Ainda não se sabe a origem do material. Apenas que foi possível identificar no material nomes de municípios de Pernambuco e Alagoas. "

É classificado pela Resolução CONAMA Nº 005, de 05 de agosto de 1993 que os resíduos que apresentam risco potencial à saúde pública e ao meio ambiente devido a presença de agentes biológicos estão dentro do grupo A. Para esse grupo a resolução recomenda a esterilização a vapor ou a incineração dos rejeitos.

De acordo com o site G1 RN, recentemente na quinta-feira, 20 de maio de 2021, várias caixas de cigarro foram encontradas boiando na praia de Emanuelas, em Tibau do Sul no Oeste potiguar, os policiais militares foram chamados e ao chegarem no local recolheram as caixas e acionaram a Marinha e a Polícia Federal. "São várias caixas boiando em alto mar. Algumas, a maré joga e encosta na areia e recolhemos", disse o sargento Manoel Morais.

Não é a primeira vez que acontece aparição de resíduos no litoral nordestino, Santos (2005) realizou um estudo onde encontrou diversas embalagens estrangeiras nas praias baianas. Segundo Agência Brasil (2021) os primeiros relatos sobre o lixo foram feitos na quarta-feira, dia 21 de abril de 2021, pelo grupo Tribo Bahia Ambiental que, de imediato, iniciou a limpeza, conforme nota divulgada pela prefeitura de Tibau do Sul no Instagram. Foi citado também que pelo menos meia tonelada de lixo foi retirada da praia nas primeiras horas após seu surgimento.

Conforme o site da 98fm Natal, em Tibau, aconteceu mais um caso de lixo misterioso na quarta-feira, 21 de abril de 2021, na Praia das Minas em Tibau do Sul, foi encontrado cerca de meia tonelada de lixo, incluindo plástico e lixo hospitalar, sem contar a poluição visual, o local é um famoso ponto de desova das tartarugas, ainda assim a prefeitura de Tibau não sabe a origem do lixo. Alertou a Secretária de Meio Ambiente, Laíra Sousa: "Essa foi uma ação criminosa e que gera danos gravíssimos para uma área de preservação, uma das mais importantes para sobrevivência de espécies marítimas".

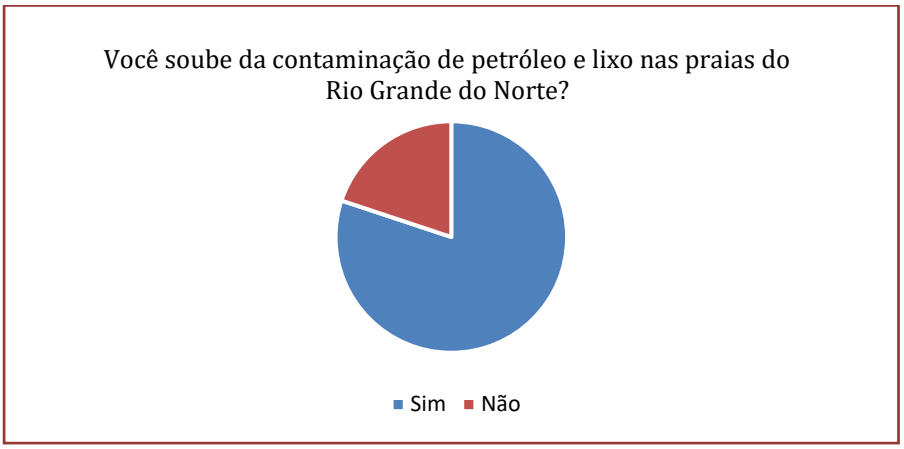
Atualmente, segundo o jornal do comércio, 2021, em nota oficial, o Idema (Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente) informou que ainda não há informações oficiais sobre a origem do lixo hospitalar, apenas que foi possível identificar no material nomes de municípios de Pernambuco e Alagoas.

Por meio do Gráfico 01 a seguir, pode-se tomar conhecimento sobre a população que sabia sobre a questão da contaminação nas praias do RN.

A partir da análise do Gráfico 01, pode-se observar que a maioria dos participantes, 80,10%, tinham conhecimento acerca da contaminação na praia por petróleo e resíduos. E mesmo tendo sido amplamente divulgado nas mídias, uma boa parte, 19,90%, desconheciam o problema.

Segundo a Agência Brasil (2021), toneladas de lixo urbano (de origem desconhecida) transportados pela maré foram encontradas, em abril, nas praias do Rio Grande do Norte. Uma nota técnica foi emitida pela Secretaria de Estado da Saúde Pública (SESAP) em conjunto com o Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente (IDEMA) com o intuito de nortear os municípios que protocolaram grande quantidade de lixo no litoral Sul do Estado nos últimos dias.

Gráfico 01: Porcentagem da população que tem conhecimento sobre a contaminação de Petróleo e lixo nas praias do Rio Grande do Norte

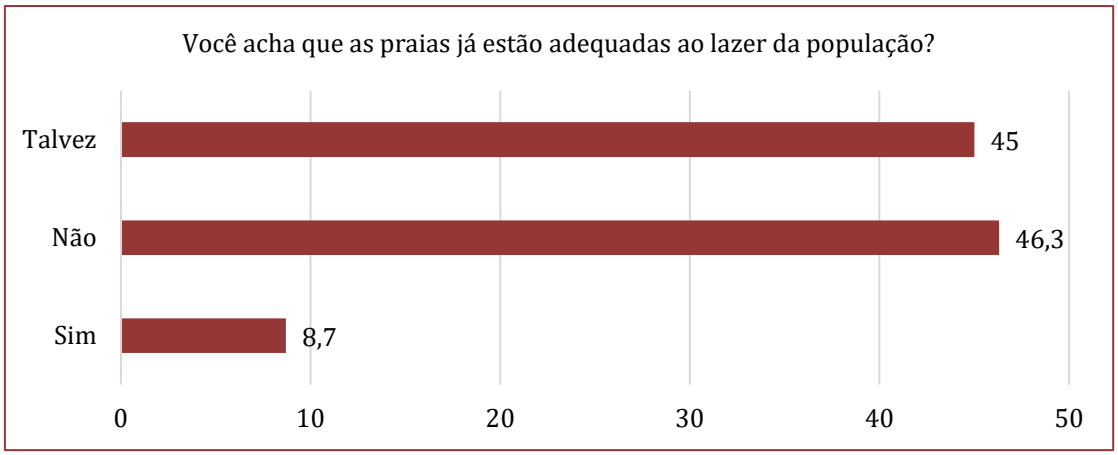


Fonte: Autoria própria, 2021.

No documento emitido, há cinco recomendações específicas e quatro recomendações gerais. Conforme a SESAP, em suma, as orientações específicas tratam da segregação, identificação, acondicionamento e destinação final dos resíduos encontrados, bem como das medidas de biossegurança aos trabalhadores responsáveis pela coleta e rastreabilidade. Já as recomendações gerais são de não entrar em contato direto com os resíduos, evitar contato com a água e areia da praia nos locais afetados, seguir as orientações dos órgãos de meio ambiente sobre atividades nas regiões afetadas, bem como procurar assistência médica em caso de acidente com material biológico e perfurocortantes.

Ainda na pesquisa, foi feita a pergunta: "Você acha que as praias já estão adequadas ao lazer da população?". Por meio dos resultados, pôde-se elaborar a figura 02 a seguir:

Gráfico 02: Opinião das pessoas, em porcentagem, sobre a adequação das praias ao lazer da população



Fonte: Autoria própria, 2021.

Como visto no Gráfico 2, cerca de 46% dos participantes acham que as praias ainda não estão adequadas para o lazer e pouco mais de 43% ainda tem dúvidas quanto a isso. Por outro lado, uma pequena parcela acha que as praias já estão adequadas para o lazer. Essa pequena parte se deve a diversos fatores como por exemplo, os critérios para uma praia limpa, e até mesmo a praia que cada participante da pesquisa frequenta.

Encontrou-se na pergunta "Você, quando vai à praia, evita deixar resíduos na região?" um resultado de que 3,90% dos entrevistados não evitam, e 96,10% evitam descartar resíduos na costa litorânea. Mesmo que haja muito resíduo encontrado nas praias, as pessoas questionadas afirmam, majoritariamente (96,10%), que já possuem a consciência de evitar deixar os seus pelas praias onde passam. Além deles,

ainda há uma parte extremamente pequena, porém participantes do problema, (3,90% dos participantes), que afirmam não evitar ser parte da causa da poluição por lixo urbano nas praias.

Quando perguntadas sobre a instrução da sociedade a respeito da importância ambiental e econômica das praias, os resultados podem ser visualizados na Gráfico 03 a seguir:

Gráfico 03: Opinião dos participantes, em porcentagem, sobre a instrução da sociedade a respeito da importância ambiental e econômica das praias

Fonte: Autoria própria, 2021.

Por fim, mais de 88% dos participantes acham que a sociedade não está instruída a respeito da importância ambiental e econômica das praias. Medidas como campanhas nos meios de comunicação para a conscientização da população (quanto aos problemas que podem trazer uma praia imprópria para o lazer), diminuição do turismo no Estado afetando a economia local, por exemplo o desaparecimento de espécies marinhas (como tartarugas que vêm desovar nas praias) que pode influenciar na pesca e os peixes que em alguns locais são a principal fonte de renda e de alimento de algumas famílias.

Foi dito por Araújo e Costa (2003) que os acúmulos de lixo favorecem ao desenvolvimento de microrganismos como fungos, vírus e bactérias, que causam doenças humanas, ademais, a poluição no ambiente marinho também afeta diretamente comunidades tradicionais, como os pescadores artesanais.

A presença de lixo na praia não é agradável aos olhos e juntamente vem prejuízos econômicos e biológicos, e a situação se agrava quando o assunto é lixo hospitalar; esse lixo quando descartado de forma incorreta acaba sendo encontrado nas praias, trazendo problemas para a saúde dos indivíduos que têm contato com este lixo (ARAÚJO, COSTA, 2003). Nas perdas econômicas citadas anteriormente foi apontado a queda no turismo e os gastos com a limpeza das praias.

Tendo em vista vários relatos de lixo encontrado nas praias do Rio Grande do Norte, vem se tornado muito mais frequente o aparecimento desse lixo de origem desconhecida, afetando a balneabilidade das praias e a vida marítima local. Portanto, deve-se prevenir a ocorrência destes resíduos, que frequentemente estão presentes no litoral brasileiro. E principalmente buscar a origem tanto dos resíduos como os óleos para que eventos como estes possam ser evitados ao máximo, visando a qualidade de vida de todos que têm contato com os mares, em específico do litoral nordestino.

4. CONCLUSÕES

Admite-se, a partir do estudo realizado, que as estranhas ocorrências de grande volume de óleo e lixo nas praias do Brasil, especialmente do Nordeste, trazem consigo desinteresse dos turistas, por motivo estético e pelos perigos de lesões, além do prejuízo à vida marinha na região, o que também é um atrativo considerável aos visitantes. Todos os fatores, em sua individualidade, corroboram para prejudicar ainda mais os moradores da região e trabalhadores do turismo ou pesca, podendo causar diminuição na frequência de visitantes e, assim, queda na fonte de renda da população local, levando-os às outras regiões para garantir a sobrevivência.

Conclui-se ainda que a área em que foram coletadas as amostras estudadas apresenta baixo padrão de qualidade de água para banho, pois nela há presença visual de óleo e graxa, além de conter substâncias que liberam forte odor e turbidez. E, tendo em vista que a praia de Barra de Tabatinga é um importante local de pesca, turismo, fauna marinha da região e sabendo que ela é usada como local de desova para tartarugas, os efeitos que essa contaminação pode causar podem ir desde uma praia suja de óleo e com odor ruim tornando-a imprópria para atividades recreativas, até um grande prejuízo aos moradores, turistas e vida marinha devido às intoxicações que podem ser causadas. Por conseguinte, tem-se maior dificuldade em descobrir a origem do lixo urbano encontrado, tendo em vista que é de alta irrastreabilidade.

REFERÊNCIAS

[1] AGÊNCIA BRASIL (Brasília). Empresa Brasil de Comunicação (Ebc). Toneladas de lixo urbano são encontradas em praias do RN. 2021. Pedro Peduzzi. Disponível em: <https://agenciabrasil.ebc.com.br/geral/noticia/2021-04/toneladas-de-lixo-urbano-sao-encontradas-em-praias-do-rn>. Acesso em: 15 jun. 2021.

[2] ARAÚJO, M. C. B; COSTA, M. F. Lixo no ambiente marinho. OCEANOGRAFIA: Resíduos gerados pelo homem degradam a paisagem costeira e ameaçam a vida no mar. 2003. Ciência Hoje. Vol 32. Primeira Linha. vol 31, n° 191, pag 64 - 67.

[3] MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº 005, de 05 de agosto de 1993.

[4] MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº 257, de 29 de Novembro de 2000.

[5] MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº 274, de 29 de Novembro de 2000.

[6] MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005.

[7] SANTOS, I.R. Praia local, lixo global. Revista O Conteiner, p. 32-33, 2005. Acesso em 17 jun. 2021.

[8] Sítio 98 FM NATAL. Meia tonelada de lixo aparece misteriosamente em área ambiental na praia de Pipa, Disponível em: <https://98fmnatal.com.br/meia-tonelada-de-lixo-aparece-misteriosamente-em-area-ambiental-na-praia-da-pipa/>. Acesso em 22 de abril de 2021.

[9] Sítio Jornal DA USP. Um ano depois, manchas de óleo no litoral brasileiro continuam sem explicação. Jornal da USP no ar 1ª edição. 04 de setembro de 2020.Acesso março de 2021.

[10] Sítio JORNAL DO COMÉRCIO. Praias do Nordeste são tomadas por toneladas de lixo hospitalar. 22 de junho de 2021. Acesso em 22 jun. 2021.

[11] Sítio G1 RN. Caixas de cigarro são encontradas boiando no mar em Tibau, Reportagem 20 de maio de 2021. Acesso em 20 junho de 2021.

[12] Sítio G1 RN. Lista de praias atingidas pelas manchas de óleo no litoral. Reportagem 08 de outubro de 2019. Acesso em 17 de novembro de 2019.

[13] Sítio G1 RN. Manchas de óleo chegam a mais de 1 mil pontos do litoral do Nordeste e estados do Sudeste. Reportagem de 24 de janeiro de 2020 . Acesso em 17 de novembro de 2020.

[14] Sítio Tribuna do norte. Cidades retiram 49 toneladas de lixo das praias do RN. Reportagem de 13 de maio de 2021. Acesso em junho de 2021.

Capítulo 7

Utilização do zebra fish (Danio rerio) como espécie de avaliação da toxicidade de efluentes: Uma revisão

Jandira Leichtweis
Nicoly Welter
Yasmin Vieira
Siara Silvestri
Bárbara Classen
Elvis Carissimi

Resumo: Ensaios de toxicidade que utilizam organismos de água doce, têm como principal objetivo avaliar os prováveis impactos físicos, químicos e biológicos sobre as comunidades biológicas deste ambiente. Ensaios utilizando peixes podem ser de caráter crônico – avaliação sobre as funções biológicas fundamentais como reprodução e desenvolvimento embrionário – e caráter agudo – desfecho principal a letalidade. Entre os peixes utilizados para avaliação de toxicidade, pode-se destacar o zebra fish (*Danio rerio*) devido a sua facilidade de tratamento, fecundidade, rápido desenvolvimento, tamanho pequeno e facilidade de manipulação. Além disso, apresenta grande similaridade genética com humanos, com cerca de 71% de genes compartilhados, se tornando um importante modelo para avaliação da toxicidade de uma substância. Com o intuito de verificar a bioacumulação de substâncias tóxicas no zebrafish e, consequentemente, seus efeitos no ambiente e na cadeia trófica, foi realizado um levantamento bibliográfico sobre testes toxicológicos utilizando o zebrafish como bioindicador de exposição a efluentes tratados por diferentes técnicas como fotocatálise, foto-fenton e ozonização. A pesquisa abrangeu trabalhos científicos publicados recentemente. Diferentes poluentes foram relatados, os principais foram os corantes tanto naturais quanto sintéticos, havendo ainda produtos farmacêuticos e efluentes de esgotos. As pesquisas demonstraram que após os processos de tratamento aplicados, houve baixo nível de toxicidade para o zebrafish, indicando que os processos são eficientes. Apenas uma pesquisa, utilizando ozonização, indicou que os subprodutos são potencialmente tóxicos sendo um problema no contexto da ozonização de efluentes de esgoto. Por fim, nesta revisão foi possível verificar a eficácia do uso do zebrafish como organismo teste em estudos comportamentais, genéticos, toxicológicos, constituindo um extraordinária modelo experimental na área da ecotoxicologia.

Palavras-Chave: Zebrafish; bioindicador; ecotoxicidade; processos de tratamento; poluentes orgânicos.

1. INTRODUÇÃO

A água é o recurso mais valioso e básico do mundo e, infelizmente, as atividades antrópicas estão causando sua poluição (Singh et al., 2019). Com o desenvolvimento da indústria, da agricultura e das atividades humanas, a poluição dos meios hídricos se tornou um grave problema socioambiental e, consequentemente um desafio cada vez maior (Kirankumar; Sumathi, 2020; Ye et al., 2020). Poluentes orgânicos refratários, como corantes, fármacos, antibióticos, agroquímicos, apresentam alta toxicidade e grandes prejuízos à saúde pública e ao ecossistema (Feng et al., 2021; Mota et al., 2020). Esses poluentes são frequentemente detectados no meio aquático e se tornam um problema urgente em todo o mundo (Peng et al., 2020). A crescente preocupação com a poluição das águas e as políticas ambientais cada vez mais rígidas tendem a promover um aumento no tratamento de águas residuais (Brindha et al., 2018).

Devido a crescente preocupação com o despejo irregular de águas residuais, muitos estudos vem investigando o seu tratamento, através de diferentes técnicas, como: tratamento do corante rodamina B utilizando o processo foto-Fenton (Leichtweis et al., 2021b); tratamento de ibuprofeno e diclofenaco sob irradiação de microondas (Vieira et al., 2021); adsorção do fármaco paracetamol (Kerkhoff et al., 2021); remoção de diclofenaco, paracetamol e metronidazol usando uma membrana polimérica de carbono (Nadour et al., 2019); degradação do fármaco ramipril através da fotocatálise (Leichtweis et al., 2021a); adsorção dos corantes laranja de metila e azul de metileno (Wei and Kamali, 2021); remoção de drogas citostáticas de águas residuais por um biorreator de membrana osmótica anaeróbia (Wang et al., 2018); Wetlands para o tratamento de águas residuais municipais (Sossalla et al., 2021).

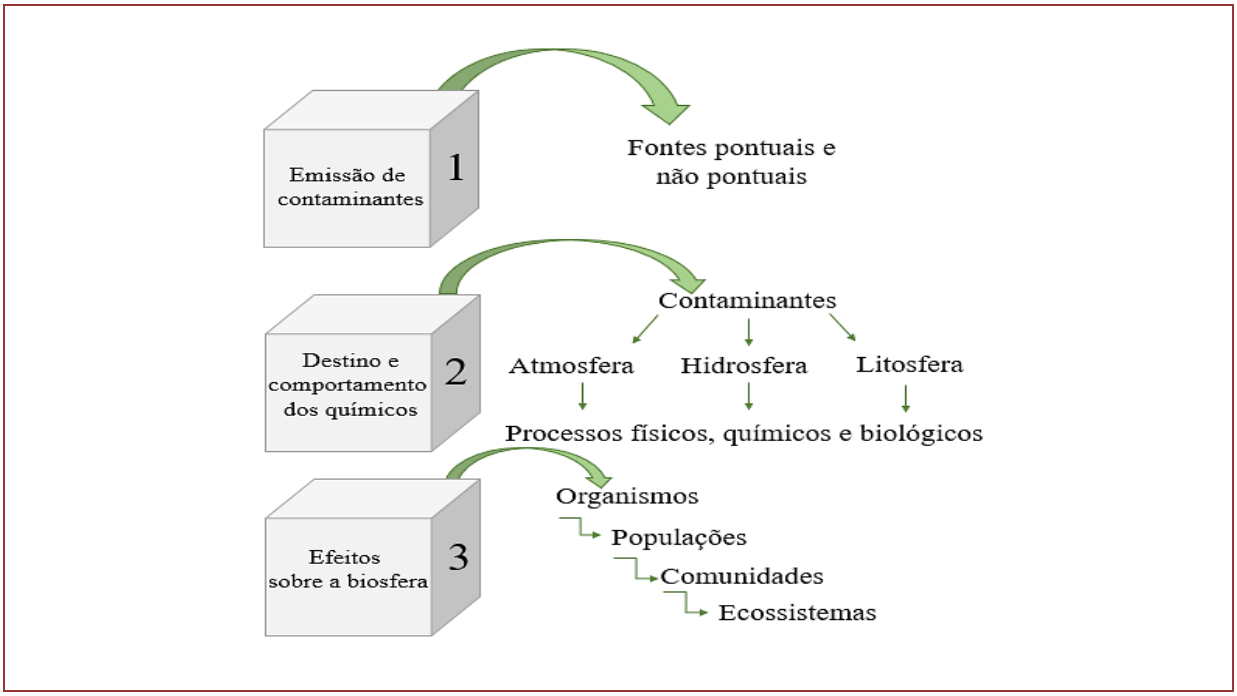
Contudo, uma etapa fundamental nos processos de tratamento, é a avaliação da toxicidade dos efluentes brutos e após os tratamentos. Isso se deve ao fato de que somente as análises físico-químicas tradicionalmente realizadas, tais como demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos suspensos, concentrações de metais e de outras substâncias de caráter orgânico ou inorgânico, cujos limites encontram-se estabelecidos nas legislações ambientais, não são capazes de distinguir entre as substâncias que afetam os sistemas biológicos e as que são inertes no ambiente e, por isso, não são suficientes para avaliar o potencial de risco ambiental dos contaminantes. Dessa forma, esse trabalho objetiva fazer um breve levantamento de trabalhos que utilizam o zebrafish como bioindicador de toxicidade de efluentes.

2. ZEBRAFISH NA ECOTOXICOLOGIA

A ecotoxicologia é uma área especializada da toxicologia ambiental que estuda os efeitos ocasionados por agentes químicos e físicos sobre a dinâmica de populações e comunidades integrantes de ecossistemas definidos. Fundamentalmente, a ecotoxicologia abrange a sequência de eventos apresentada na Figura 1. De acordo com Costa et al. (2008) as informações obtidas por meio dessa cadeia são essenciais para:

- **(i)** Avaliar os níveis de contaminantes no ambiente e seus destinos;
- **(ii)** Estimar o grau de periculosidade dos contaminantes e seus metabólitos para os organismos vivos;
- **(iii)** Indicar níveis máximos permitidos de contaminantes, isto é, os padrões a serem mantidos;
- **(iv)** Diagnosticar e prognosticar o efeito dos contaminantes no ambiente e o efeito das medidas tomadas;
- **(v)** Controlar a emissão de efluentes e avaliar os riscos ecológicos.

Figura 1 - Sequência de etapas compreendidas pela ecotoxicologia



Fonte: Adaptado de Costa et al. (2008).

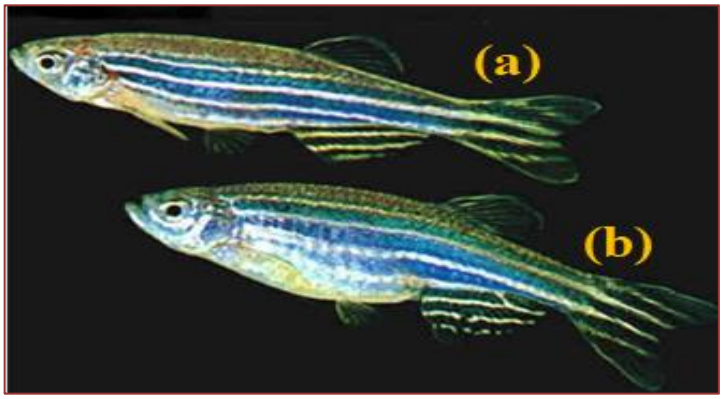
A ecotoxicologia objetiva avaliar o efeito de substâncias químicas tóxicas sobre organismos representativos do ecossistema. Os efeitos tóxicos podem se manifestar em diferentes níveis, desde o nível molecular, estruturas celulares até indivíduos, populações e comunidades. Ela envolve o transporte, a distribuição, a transformação e o destino final dos contaminantes no ambiente. Os testes de toxicidade aquática são bastante utilizados pois os ecossistemas aquáticos constituem os principais receptáculos de contaminantes, sejam eles lançados diretamente nos corpos d'água por meio das descargas de efluentes, emitidos no ar ou depositados nos solos Costa et al. (2008).

Os peixes são os principais motores da pesquisa na ecotoxicologia aquática por muitas razões, incluindo sua importância econômica, papel nos ecossistemas aquáticos, facilidade de cultivo e representação dos vertebrados em geral. Existem muitas diretrizes de teste de toxicidade ecológica internacionalmente aceitas para peixes, cobrindo várias espécies, estágios de vida e projetos de estudo que variam de testes de toxicidade aguda de curto prazo a ensaios de reprodução crônica multigeracional de longo prazo. O zebrafish tem sido vital para o desenvolvimento de muitos desses testes e são espécies recomendadas em quase todos eles (Padilla and Glaberman, 2020).

O zebrafish é um peixe comum de aquário de água doce que, nos últimos 40 anos, se tornou um organismo modelo popular e poderoso para pesquisas em genética de vertebrados, desenvolvimento, regeneração e toxicologia. Vários recursos importantes levaram a seu rápido crescimento como modelo de pesquisa, incluindo facilidade de tratamento, fecundidade, rápido desenvolvimento, tamanho pequeno e facilidade de manipulação (Meyers, 2018). Os primeiros estudos relacionados ao zebrafish, espécie tropical de água doce e pertencente à família *Cyprinidae*, surgiram no final da década de 60, através do pesquisador George Streinsinger em pesquisas relacionadas a biologia do desenvolvimento. Atualmente o genoma dessa espécie já é completamente sequenciado, portanto, permite o conhecimento do seu alto grau de homologia com genes encontrados em mamíferos, o que favorece o seu uso em estudos *in vivo* (Padilla and Glaberman, 2020).

O zebrafish é um peixe de pequeno porte, caracterizado pelo padrão de listras longitudinais que intercalam entre azuis-escuras e prateadas, que preenchem todo o seu corpo e as nadadeiras anal e caudal, quando em fase adulta, como podemos percebe na Figura 2. Seu dimorfismo sexual é de fácil diferenciação, uma vez que as fêmeas desta espécie são, na maior parte das vezes, visivelmente mais robustas que os machos, possuindo a porção inferior do corpo mais redonda, como mostrado na Figura 2 abaixo. Os machos muitas vezes também podem apresentar uma coloração mais escura que as fêmeas.

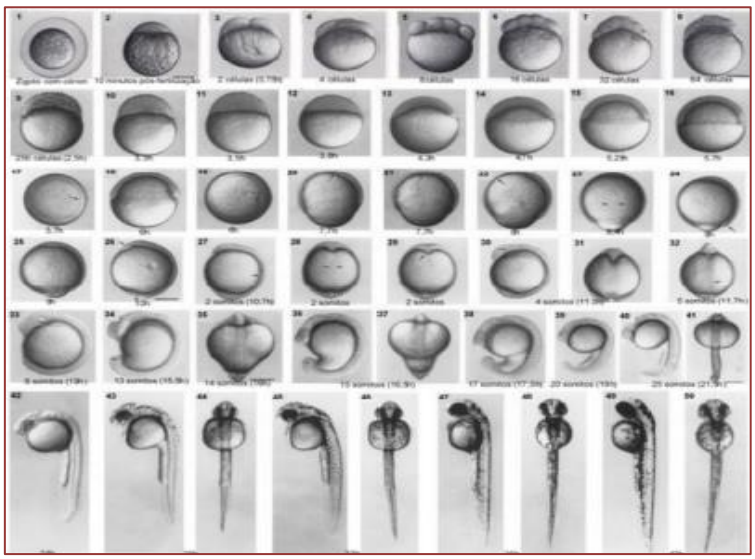
Figura 2 – Zebra fish. (a) macho; (b) fêmea



Fonte: Acervo pessoal.

Esse peixe possui três estágios de vida: larval, juvenil e adulto. A fase larval ela tem início em até 72h após a fertilização e se mantém pelos primeiros 14 dias de vida (Figura 3). Em seguida temos a fase juvenil, que sendo uma intermediária entre a fase larval e fase adulta do peixe, dura até o 30º dia de vida do peixe. Logo após este período tem início a fase adulta, onde tem início a sua maturidade sexual.

Figura 3 – Etapas de desenvolvimento do zebra fish desde a fertilização até as primeiras 72 horas de vida, onde tem início a sua fase larva



Fonte: Coutinho, (2018).

Devido a sua capacidade de absorver ligeiramente compostos químicos de interesse, através do acúmulo em diferentes tipos de tecido, sobretudo no sistema nervoso central, essa espécie tem sido vastamente utilizada em diversas áreas de estudo, entre elas, a toxicologia e embriologia (Quadros et al., 2016). Nos animais adultos, a atividade locomotora vem sendo estudada como um dos parâmetros de análise comportamental para avaliar a ação de drogas que podem atuar sob o sistema nervoso. O teste de campo aberto, por exemplo, tem se tornado uma importante ferramenta em análises de comportamento animal quando se pretende verificar manifestações de ansiedade, estresse e o efeito de fármacos, por exemplo (Rosemberg et al., 2011).

Por apresentarem um tamanho pequeno (3 a 5 cm), baixo custo de manutenção, possibilidade de administrar substâncias diretamente na água (método menos invasivo), elevada quantidade de ovos (200 a 300 ovos a cada 2 ou 3 dias), acelerado desenvolvimento (se tornando adulto aos 3 meses de vida) e do ponto de vista evolutivo, grande similaridade genética com humanos, com cerca de 71% de genes compartilhados, esse animal torna-se um importante modelo para avaliação da toxicidade de uma

substância. Além de um rápido desenvolvimento embrionário com eclosão entre 48 e 72 horas pós fertilização, seus ovos apresentam membrana transparente, o que facilita o acompanhamento do seu desenvolvimento e verificação de possíveis alterações morfológicas (Dai et al., 2014).

3. UTILIZAÇÃO DO ZEBRAFISH COMO BIOINDICADOR DE TOXICIDADE EM EFLUENTES TRATADOS

Devido ao crescente aumento de águas residuais com características mais recalcitrantes e tóxicas, as políticas ambientais estão ficando cada vez mais rígidas para que os tratamentos dos efluentes sejam eficientes para que não haja danos no meio ambiente. Dessa forma, as pesquisas vêm investindo cada vez mais em testes de toxicidade, e a seguir são relatados alguns estudos encontrados na literatura que utilizem o zebrafish como indicador de toxicidade de efluentes principalmente após a aplicação das técnicas de tratamento.

Nos estudos de Selvinsimpson et al. (2021) foi utilizado um nanocompósito SnO_2/Fe_3O_4 para aprimorar a eficiência fotocatalítica do corante rodamina B. O nível de toxicidade do efluente tratado e não tratado foi verificado utilizando o zebrafish. Foi utilizado o peixe adulto e saudável que foi obtido em aquário local sem qualquer comorbidade. Durante todo o período experimental todos os peixes foram mantidos em condições ambientais. Dez peixes selecionados aleatoriamente foram mantidos em 5 L de solução teste. A mortalidade e o comportamento dos peixes foram monitorados diariamente durante 30 dias. Os peixes vivos foram coletados e usados para calcular a taxa de sobrevivência. A partir da avaliação de sobrevivência, foi confirmado que a taxa de sobrevivência do zebra fish após a fotodegradação aumentou 90% demonstrando que o nanocompósito de SnO_2/Fe_3O_4 degradou a solução do corante de forma eficaz.

A ozonização de efluentes de esgoto pode reduzir as concentrações de poluentes químicos, incluindo resíduos farmacêuticos. No entanto, pode haver a formação de subprodutos da ozonização que são potencialmente tóxicos, sendo um motivo de preocupação. Pohl et al. (2021) utilizaram embriões de zebrafish para elucidar os mecanismos de toxicidade da carbamazepina ozonizada, uma droga antiepiléptica frequentemente detectada em efluentes de esgoto e águas superficiais. Os ovos de zebra fish foram obtidos de grupos de reprodução de 15 zebrafish adultos criados em laboratório. Os ovos se agruparam e foi verificado o sucesso da fertilização. Ovos do grupo de desova exibindo uma maior fertilização (> 90%) foram selecionados para exposição. A exposição às soluções teste foi iniciada aproximadamente 3 horas após a fertilização. Os resultados demonstram que a frequência cardíaca foi reduzida em embriões expostos ao efluente ozonizado. A avaliação morfológica mostrou que a exposição ao efluente ozonizada causou fenótipos de bexiga natatória pericárdica e/ou não inflada. A proporção acumulada de embriões-larvas de zebrafish mortos e malformados no tratamento com efluente ozonizado foi de ~90%. Assim, os pesquisadores observaram que a formação de subprodutos da ozonização potencialmente tóxicos é problemática no contexto da ozonização de efluentes de esgoto.

Os estudos de Lakshmi et al. (2019), investigaram a fotodegradação de nanofibras de ZnO/PAN para fotodegradação de metil paraoxon e sua avaliação toxicológica utilizando estágios iniciais de vida do zebrafish. Ovos fertilizados de zebra fish foram usados para avaliar a toxicidade aguda de amostras de pesticidas antes e depois da fotodegradação. Os ovos fertilizados foram coletados em uma armadilha de reprodução e, em seguida, lavados três vezes com água destilada. No total, 120 embriões foram expostos ao efluente bruto e tratado por até 96 horas. A porcentagem de mortalidade foi calculada e os embriões mortos foram removidos periodicamente ao longo de 24, 48, 72 e 96 horas. Esses dados foram posteriormente usados para calcular a concentração letal média (LC50) de metil paraoxon antes e depois da fotodegradação usando análise probit. Os resultados mostraram que a exposição de embriões ao efluente fotodegradado por fibras de ZnO/PAN apresentou redução na mortalidade. Os valores de LC50 das amostras após a fotodegradação indicaram toxicidade moderada em comparação com as amostras do efluente bruto. Foi observada uma redução de quase 6 vezes na toxicidade quando as amostras do efluente foram fotodegradadas usando fibras de ZnO/PAN.

Fernandes et al. (2018) investigaram a toxicidade de um efluente contendo corante após a aplicação do processo foto-Fenton. Os estudiosos utilizaram zebrafish machos e fêmeas adultos que foram obtidos de um fornecedor comercial e mantidos em sistema de recirculação utilizando água obtida por osmose reversa. A temperatura da água foi mantida em 26 °C. No dia do teste, ovos de zebra fih foram coletados aproximadamente 30 minutos após o acasalamento natural, lavados em água e examinados em um estereomicroscópio. Ovos não fertilizados ou feridos foram descartados. Os ensaios foram realizados em triplicata em câmara climatizada a 26 °C. O desenvolvimento embrionário foi avaliado 24, 48, 72 e 96 horas após a fertilização em estereomicroscópio. Efeitos letais e subletais foram observados e registrados.

Letal (coagulação do ovo, sem formação de somito, não desprendimento da cauda do saco vitelino e sem batimento cardíaco) e subletal (efeitos na pigmentação do olho e do corpo, absorção do saco vitelino, taxa de eclosão, inflação da bexiga natatória, presença de edemas e acúmulo de sangue, deformidades na cauda) foram observados e relatados. Os resultados mostraram que nenhum efeito letal ou subletal significativo foi observado para as amostras de corante tratadas pelo processo foto-Fenton.

A ocorrência e persistência de produtos farmacêuticos no meio ambiente foram recentemente bem documentadas e são uma grande preocupação para a saúde pública. Sua incidência em ecossistemas aquáticos é o resultado de sua liberação direta sem qualquer tratamento prévio ou tratamento de esgoto insuficiente. Portanto, um processo de pós-tratamento eficiente e seguro para a remoção de fármacos deve ser desenvolvido. Nos estudos desenvolvidos por Daou et al. (2020) foi avaliada a capacidade de fotocatálise ou fotocatálise combinada e biodegradação para remover com eficácia o fármaco diclofenaco e seus subprodutos de efluentes. O sistema de fotocatálise heterogêneo foi baseado em carvão ativado de fonte biológica obtido de cascas de noz de Argania spinosa e dióxido de titânio (ACP-TiO_2). Os testes de toxicidade foram realizados com embriões de zebrafish para avaliar a aplicabilidade dos processos de tratamento. Os resultados mostraram que o tratamento fotocatalítico com 0,1 mg/L de ACP-TiO_2 por 7,5 horas é suficiente para eliminar o diclofenaco (50 mg L^{-1}) e seus subprodutos do efluente. Baixos níveis de malformação (<20%) foram detectados em embriões de zebra fish expostos em soluções de diclofenaco fotocatalisadas.

Nos estudos de Ozmen et al. (2018), foi investigada a eficiência de nanopartículas de coreshell/TiO_2 e SiO_2 na degradação do corante vermelho disperso 65. Para os testes de toxicidade foi utilizado o zebra fish adulto cultivo em laboratório. Os embriões foram coletados de uma população de peixes de oito a dez meses de idade em um sistema de desova. Os resultados de toxicidade demonstraram que a degradação fotocatalítica do corante reduziu significativamente os efeitos letais nos estágios embrionários dos organismos. Portanto, os autores sugerem que nanopartículas específicas podem ser úteis para a remediação de água para prevenir a saúde humana e o impacto ambiental.

Abe et al. (2018) investigaram a toxicidade de efluentes contendo corantes naturais e sintéticos. Machos e fêmeas de zebra fish foram colocados em um aquário de 8 litros e, assim que a luz do dia começou, eles desovaram durante 1 hora. Lotes de ovos foram coletados e lavados em água osmótica autoclavada. Os ovos fertilizados em período de clivagem até o estágio de blástula foram selecionados em estereomicroscópio para os experimentos. Os autores perceberam que tanto os corantes naturais quanto os sintéticos diminuem a energia consumida dos embriões de zebra fish, comprometendo o balanço energético e, portanto, a energia disponível para alocação a outros processos biológicos, como sua atividade locomotora. Por outro lado, após a fotodegradação os compostos perdem completamente sua toxicidade, demonstrando ser um tratamento fácil e adequado de efluentes contendo corantes.

As pesquisas realizadas por Ramanathan et al. (2020) investigaram a eficiência fotocatalítica de um novo nanocompósito CRGO/SnO_2 para a degradação do corante verde de metileno. Para os testes de toxicidade, zebra fish saudáveis adquiridos de um aquário foram alojados em condições de laboratório para aclimatação por 60 dias antes dos experimentos. Peixes do mesmo tamanho e peso corporal foram classificados em três grupos, cada um contendo n = 5 peixes. A alteração morfológica por exame visual e a alteração na morfologia dos eritrócitos foram estudadas. Os resultados demonstraram que espécies de zebra fish mostraram excelente atividade de sobrevivência na solução de corante tratada em comparação com a solução de corante não tratada. Assim os autores concluíram que a atividade fotocatalítica aprimorada do nanocompósito CRGO/SnO_2 será útil para tratar efluentes.

4. CONCLUSÕES

Os testes de toxicidade são fundamentais para avaliar o dano que os efluentes, mesmo tratados, podem causar no meio ambiente, uma vez que somente as análises físico-químicas tradicionalmente realizadas não possibilitam esse tipo de avaliação. Através dessa revisão sobre o uso do zebrafish como bioindicador de toxicidade de efluentes tratados, conclui-se que essa espécie de peixe é um excelente indicador de ecotoxicidade de diferentes poluentes orgânicos. Além disso, notou-se que a maioria dos efluentes tratados não apresenta toxicidade. Contudo o processo de ozonização de esgotos domésticos gerou subprodutos tóxicos, o que pode ser um problema ao meio ambiente, devendo ser substituída por outra técnica de tratamento, ou até mesmo utilizada em combinação com outro processo.

REFERÊNCIAS

[1] Abe, F.R., Soares, A.M.V.M., Oliveira, D.P. de, Gravato, C., 2018. Toxicity of dyes to zebrafish at the biochemical level: Cellular energy allocation and neurotoxicity. Environmental Pollution 235, 255–262. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.020

[2] Brindha, R., Muthuselvam, P., Senthilkumar, S., Rajaguru, P., 2018. Fe0 catalyzed photo-Fenton process to detoxify the biodegraded products of azo dye Mordant Yellow 10. Chemosphere 201, 77–95. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.02.151

[3] Costa, C.R., Olivi, P., Botta, C.M.R., Espíndola, E.L.G., 2008. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. Química Nova 31, 1820–1830. https://doi.org/10.1590/s0100-40422008000700038

[4] Coutinho, C.I.N. Manutenção e reprodução em peixe zebra (Danio rerio) - Relatório final de estágio no Biotério de Organismos Aquáticos do CIIMAR. Instituto de Ciências Biomédicas Abel Salazar, 2018.

[5] Dai, Y.-J., Jia, Y.-F., Chen, N., Bian, W.-P., Li, Q.-K., Ma, Y.-B., Chen, Y.-L., Pei, D.-S., 2014. Zebrafish as a model system to study toxicology. Environmental Toxicology and Chemistry 33, 11–17. https://doi.org/10.1002/etc.2406

[6] Daou, C., Hamade, A., El Mouchtari, E.M., Rafqah, S., Piram, A., Wong-Wah-Chung, P., Najjar, F., 2020. Zebrafish toxicity assessment of the photocatalysis-biodegradation of diclofenac using composites of TiO2 and activated carbon from Argania spinosa tree nutshells and Pseudomonas aeruginosa. Environmental Science and Pollution Research 27, 17258–17267. https://doi.org/10.1007/s11356-020-08276-4

[7] Feng, Z., Yuan, R., Wang, F., Chen, Z., Zhou, B., Chen, H., 2021. Preparation of magnetic biochar and its application in catalytic degradation of organic pollutants: A review. Science of The Total Environment 765, 142673. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142673

[8] Fernandes, N.C., Brito, L.B., Costa, G.G., Taveira, S.F., Cunha–Filho, M.S.S., Oliveira, G.A.R., Marreto, R.N., 2018. Removal of azo dye using Fenton and Fenton-like processes: Evaluation of process factors by Box–Behnken design and ecotoxicity tests. Chemico-Biological Interactions 291, 47–54. https://doi.org/10.1016/j.cbi.2018.06.003

[9] Kerkhoff, C.M., da Boit Martinello, K., Franco, D.S.P., Netto, M.S., Georgin, J., Foletto, E.L., Piccilli, D.G.A., Silva, L.F.O., Dotto, G.L., 2021. Adsorption of ketoprofen and paracetamol and treatment of a synthetic mixture by novel porous carbon derived from Butia capitata endocarp. Journal of Molecular Liquids 117184. https://doi.org/10.1016/j.molliq.2021.117184

[10] Kirankumar, V.S., Sumathi, S., 2020. A review on photodegradation of organic pollutants using spinel oxide. Materials Today Chemistry 18, 100355. https://doi.org/10.1016/j.mtchem.2020.100355

[11] Lakshmi, K., Kadirvelu, K., Mohan, P.S., 2019. Reclaimable La: ZnO/PAN nanofiber catalyst for photodegradation of methyl paraoxon and its toxicological evaluation utilizing early life stages of zebra fish (Danio rerio). Chemical Engineering Journal 357, 724–736. https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.09.201

[12] Leichtweis, J., Silvestri, S., Stefanello, N., Carissimi, E., 2021a. Degradation of ramipril by residues from the brewing industry: A new carbon-based photocatalyst compound. Chemosphere 281, 130987. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130987

[13] Leichtweis, J., Silvestri, S., Welter, N., Vieira, Y., Zaragoza-Sánchez, P.I., Chávez-Mejía, A.C., Carissimi, E., 2021b. Wastewater containing emerging contaminants treated by residues from the brewing industry based on biochar as a new CuFe2O4 / biochar photocatalyst. Process Safety and Environmental Protection 150, 497–509. https://doi.org/10.1016/j.psep.2021.04.041

[14] Meyers, J.R., 2018. Zebrafish: Development of a Vertebrate Model Organism. Current Protocols Essential Laboratory Techniques 16, e19. https://doi.org/10.1002/cpet.19

[15] Mota, H.P., Quadrado, R.F.N., Iglesias, B.A., Fajardo, A.R., 2020. Enhanced photocatalytic degradation of organic pollutants mediated by Zn(II)-porphyrin/poly(acrylic acid) hybrid microparticles. Applied Catalysis B: Environmental 277, 119208. https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2020.119208

[16] Nadour, M., Boukraa, F., Benaboura, A., 2019. Removal of Diclofenac, Paracetamol and Metronidazole using a carbon-polymeric membrane. Journal of Environmental Chemical Engineering 7, 103080. https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103080

[17] Ozmen, N., Erdemoglu, S., Gungordu, A., Asilturk, M., Turhan, D.O., Akgeyik, E., Harper, S.L., Ozmen, M., 2018. Photocatalytic degradation of azo dye using core@shell nano-TiO2 particles to reduce toxicity. Environmental Science and Pollution Research 25, 29493–29504. https://doi.org/10.1007/s11356-018-2942-x

[18] Padilla, S., Glaberman, S., 2020. Chapter 37 - The zebrafish (Danio rerio) model in toxicity testing**Disclaimer: This manuscript has been reviewed by the National Health and Environmental Effects Research Laboratory and approved for publication. Approval does not signify that the contents reflect the views of the Agency, nor does mention of trade names or commercial products constitute endorsement or recommendation for use., in: Pope, C.N., Liu, J. (Eds.), An Introduction to Interdisciplinary Toxicology. Academic Press, pp. 525–532.

https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813602-7.00037-5

[19] Peng, J., He, Y., Zhou, C., Su, S., Lai, B., 2020. The carbon nanotubes-based materials and their applications for organic pollutant removal: A critical review. Chinese Chemical Letters. https://doi.org/10.1016/j.cclet.2020.10.026

[20] Pohl, J., Golovko, O., Carlsson, G., Örn, S., Schmitz, M., Ahi, E.P., 2021. Gene co-expression network analysis reveals mechanisms underlying ozone-induced carbamazepine toxicity in zebrafish (Danio rerio) embryos. Chemosphere 276, 130282. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130282

[21] Quadros, V.A., Silveira, A., Giuliani, G.S., Didonet, F., Silveira, A.S., Nunes, M.E., Silva, T.O., Loro, V.L., Rosemberg, D.B., 2016. Strain- and context-dependent behavioural responses of acute alarm substance exposure in zebrafish. Behavioural Processes 122, 1–11. https://doi.org/10.1016/j.beproc.2015.10.014

[22] Ramanathan, S., Radhika, N., Padmanabhan, D., Durairaj, A., Paul Selvin, S., Lydia, S., Kavitha, S., Vasanthkumar, S., 2020. Eco-friendly Synthesis of CRGO and CRGO/SnO2 Nanocomposite for Photocatalytic Degradation of Methylene Green Dye. ACS Omega 5, 158–169. https://doi.org/10.1021/acsomega.9b02281

[23] Rosemberg, D.B., Rico, E.P., Mussulini, B.H.M., Piato, Â.L., Calcagnotto, M.E., Bonan, C.D., Dias, R.D., Blaser, R.E., Souza, D.O., de Oliveira, D.L., 2011. Differences in Spatio-Temporal Behavior of Zebrafish in the Open Tank Paradigm after a Short-Period Confinement into Dark and Bright Environments. PLOS ONE 6, e19397. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0019397

[24] Selvinsimpson, S., Eva Gnana Dhana Rani, S., Ganesh Kumar, A., Rajaram, R., Sharmila Lydia, I., Chen, Y., 2021. Photocatalytic activity of SnO2/Fe3O4 nanocomposites and the toxicity assessment of Vigna radiata, Artemia salina and Danio rerio in the photodegraded solution. Environmental Research 195, 110787. https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.110787

[25] Singh, J., Sharma, S., Aanchal, Basu, S., 2019. Synthesis of Fe2O3/TiO2 monoliths for the enhanced degradation of industrial dye and pesticide via photo-Fenton catalysis. Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry 376, 32–42. https://doi.org/10.1016/j.jphotochem.2019.03.004

[26] Sossalla, N.A., Nivala, J., Reemtsma, T., Schlichting, R., König, M., Forquet, N., van Afferden, M., Müller, R.A., Escher, B.I., 2021. Removal of micropollutants and biological effects by conventional and intensified constructed wetlands treating municipal wastewater. Water Research 201, 117349. https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117349

[27] Vieira, Y., Pereira, H.A., Leichtweis, J., Mistura, C.M., Foletto, E.L., Oliveira, L.F.S., Dotto, G.L., 2021. Effective treatment of hospital wastewater with high-concentration diclofenac and ibuprofen using a promising technology based on degradation reaction catalyzed by Fe0 under microwave irradiation. Science of The Total Environment 783, 146991. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146991

[28] Wang, X., Zhang, J., Chang, V.W.C., She, Q., Tang, C.Y., 2018. Removal of cytostatic drugs from wastewater by an anaerobic osmotic membrane bioreactor. Chemical Engineering Journal 339, 153–161. https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.01.125

[29] Wei, S., Kamali, A.R., 2021. Waste plastic derived Co3Fe7/CoFe2O4@carbon magnetic nanostructures for efficient dye adsorption. Journal of Alloys and Compounds 886, 161201. https://doi.org/10.1016/j.jallcom.2021.161201

[30] Ye, S., Chen, Y., Yao, X., Zhang, J., 2020. Simultaneous removal of organic pollutants and heavy metals in wastewater by photoelectrocatalysis: A review. Chemosphere 128503. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128503

Capítulo 8

Análise do processo de destinação dos eletroeletrônicos inservíveis do IFPA - Campus Bragança

Alana Quezia Silva Costa
Luciana Leal Pimentel Oliveira

Resumo: A produção de resíduos sólidos é uma problemática que gera diversos impactos ao sistema ambiental, principalmente quando são oriundos de eletroeletrônicos, pois em sua composição há diversos metais pesados. Diante disso, as instituições de ensino superior (IES) tornam-se fundamentais para incentivar discussões sobre essa temática, assim como, desenvolver e utilizar métodos mais eficazes de manejo desses resíduos, como forma de mitigar os impactos. O presente trabalho buscou compreender o processo de destinação dos eletroeletrônicos no IFPA-campus Bragança e propor medidas de conscientização e coleta desses equipamentos inservíveis. Para obtenção dos resultados foi realizado levantamento bibliográfico, em seguida, os departamentos do Instituto foram visitados, onde foi feito registro fotográfico, quantificação dos eletroeletrônicos em uso/desuso e os servidores envolvidos no processo de manutenção e administração do patrimônio do instituto foram entrevistados. Além disso, houve aplicação de entrevistas informais aos representantes da SEMMA, da COOMARCA, da UFPA, e de questionários aos discentes e servidores do Campus. Os dados levantados mostraram os principais EEE em uso e em desuso, totalizando 1.112 e 297 respectivamente, assim como os mais descartados, e que os referidos resíduos são armazenados em locais inapropriados. Constatou-se também, a percepção dos servidores e discentes acerca da problemática supracitada no âmbito institucional, sendo que dos 55 servidores que responderam o questionário 6 não conhecem o tema, 10 já ouviram falar e 39 sabem o que é e conhecem os riscos ao meio ambiente, e dos 153 discentes 126 disseram que conhecem o tema. Ademais, foram sugestionadas medidas mitigadoras para um simples manejo dos EEE em desuso. Portanto, esses resíduos ainda não recebem o devido cuidado em decorrência da instituição não possuir uma política de gerenciamento de resíduos eletroeletrônicos, dessa forma podendo desencadear diversas problemáticas ao meio ambiente, além de impossibilitar o reaproveitamento de seus componentes.

Palavras - chave: Resíduos. Eletroeletrônicos. Instituição de Ensino Superior.

1. INTRODUÇÃO

A partir da Revolução Industrial (RI) ocorreu o êxodo rural e consequentemente, a aceleração da urbanização a qual intensificou a produção de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), denominado popularmente de lixo. Assim, a composição do lixo mudou bruscamente, transformando-se em material inorgânico, muitas vezes não reciclável, levando décadas para decompor-se (GARCIA *et a*l, 2015).

Deste modo, entende-se a produção de resíduos como um fator comum proveniente do consumo, o qual é fundamental para a subsistência da vida na terra, mas quando esse consumo é insustentável gera muitas formas de resíduos e cria certa dificuldade em defini-los. Embora exista na natureza a degradação dos resíduos por outros seres, promovendo o equilíbrio entre o que é produzido e consumido, o planeta não estar mais conseguindo recompor-se, pois a humanidade além de estar produzindo resíduos desenfreadamente, o mesmo é resistente à degradação (LIMA, 2015).

É importante compreender que o consumo é fundamental para a manutenção da vida no que tange as necessidades naturais o qual difere de consumismo, que é a satisfação de desejos estimulados pelo sistema capitalista. Logo, "o consumismo é o ato de se adquirir bens materiais desnecessários, por influências externas que conduzem de forma compulsiva o direcionamento do gosto do indivíduo para determinados produtos, fazendo com que ele acredite que o ato de adquiri-los proporcionará bem-estar" (BITTENCOURT, 2011, p.104).

O sistema capitalista desenvolve estratégias para sustentar o hiperconsumo, tais como a obsolescência programada e perceptiva. Com relação à obsolescência programada, os produtos são desenvolvidos e lançados no mercado com uma data para perderem sua utilidade e, então, serem substituídos por um novo. A obsolescência perceptiva manipula as pessoas psicologicamente para trocar seus objetos por outros mais modernos, mesmo que eles ainda sejam utilizáveis, tornando-se assim, obsoleto pela percepção e não por sua funcionalidade (CARDOSO, 2013).

Diante disso a Norma Brasileira (NBR) nº 10.004/2004, da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) define "resíduos nos estados sólido e semissólido, advindos de atividades industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição." Já a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS, 2010, p. 01), os define:

> Material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnicas ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível.

Assim, os resíduos eletroeletrônicos (REEE) se destacam como elementos potencialmente tóxicos, os quais podem ser denominados, também de lixo eletrônico, lixo tecnológico, e-lixo, resíduos eletroeletrônicos, resíduos de aparelhos elétricos e eletrônicos; resíduos tecnológicos, sucata eletrônica, sucata tecnológica. Em inglês, os termos mais utilizados são: *e-waste, e-scrap, eletronic waste* (MAGALHÃES, 2011).

Diante deste pressuposto é intrinsecamente relevante o papel das Instituições de Ensino Superior (IES), no que diz respeito ao manejo de resíduos sólidos, cujo se enquadram os REEE, pois as mesmas são formadoras de profissionais tanto para o mercado de trabalho como para a vida, assim, podendo, induzi-los ao descarte correto de tais resíduos. As IES exercem sobre a sociedade um papel de liderança fundamental, este, se bem utilizado, pode contribuir para a formação de uma sociedade mais justa economicamente, socialmente e ambientalmente (BRITO, 2015).

Diante disso, a pesquisa torna-se relevante por ainda ser escassos estudos e proposta em relação a essa problemática quando comparados a outros tipos de resíduos sólidos, como os oriundos da construção civil ou hospitalar. Todavia, é indispensável para a gestão ambiental investigar e sugerir métodos que possam diminuir os impactos ocasionados ao sistema ambiental pelo descarte indevido dos REEE. É imprescindível, que haja dedicação e investimento em trabalhos voltados à questão do e-lixo, pois a área tecnológica está ganhando mais espaço com seus produtos e pouco se faz em relação aos resíduos gerados.

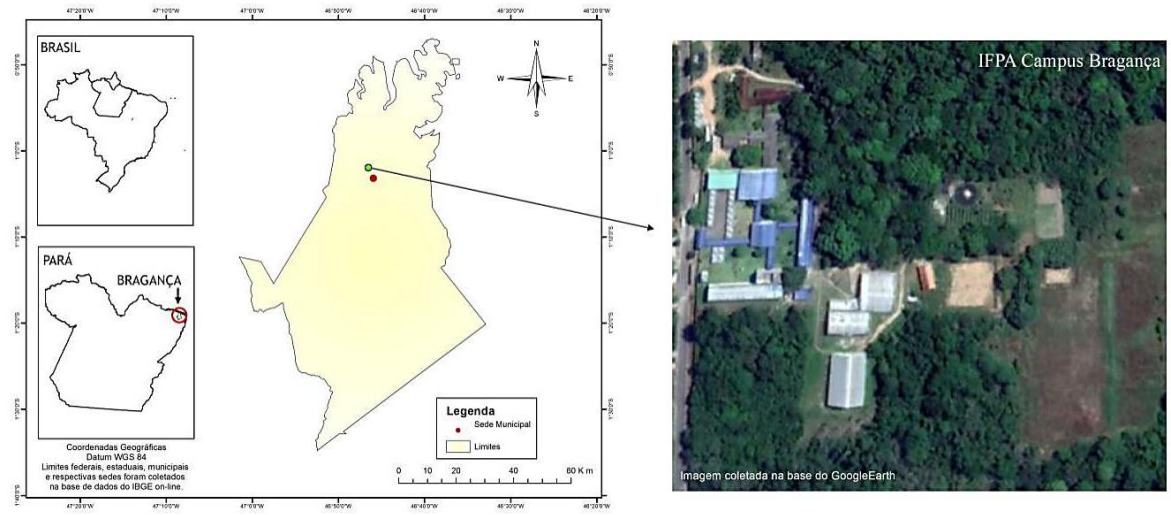
O Instituto Federal o Pará (IFPA) - Campus Bragança, sendo uma instituição de ensino pode, mediante da gestão de seu lixo eletroeletrônico, incentivar outras instituições públicas e privadas em relação ao problema já apresentado, assim como impulsionar a educação ambiental entre os discentes e

colaboradores. Portanto, o presente trabalho teve por objetivo geral analisar o processo de destinação dos eletroeletrônicos inservíveis da instituição de ensino supracitada.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

O presente trabalho foi desenvolvido no Instituto Federal de Ciência e Tecnologia do Pará, localizado no município de Bragança (Nordeste paraense) a 210 km da Capital, Belém (figura 1). O município possui unidade territorial estimada em 2.098,144 km^2, e apresenta uma população de 127.686 habitantes (IBGE, 2020).

Figura 1 - Localização do município de Bragança e o IFPA



Fonte: Autor, 2019.

A pesquisa iniciou em agosto de 2018 com termino em janeiro de 2020. Primeiramente, a pesquisa exploratória permitiu entender superficialmente como é o fluxo da gestão dos resíduos e identificar os setores e atores que compõem a instituição. Após a pesquisa exploratória, realizou-se a pesquisa de campo, com o objetivo de conseguir informações e/ou conhecimentos acerca do problema, descobrir novos fenômenos e entender as relações entre eles. Para isso, foi realizada visita nos departamentos e áreas externas do campus, registro fotográficos, aplicação de entrevistas, questionários, e foram quantificados os EEE em uso e inservíveis de cada departamento. Constatou-se os setores responsáveis pela gestão dos EEE e seus resíduos além de entrevista informal com uma técnica Secretaria Municipal de Meio Ambiente - SEMMA, e um servidor da Universidade Federal do Pará- Campus Bragança - UFPA, assim como uma visita informal a Cooperativa de Catadores de Materiais Recicláveis dos Caetés - COOMARCA.

Posteriormente, foram elaboradas entrevistas semiestruturadas contendo perguntas predefinidas e distintas, as quais foram aplicadas para setores estratégicos do campus, Almoxarifado, Laboratório de biologia-LB e ao Suporte técnico de informática - STI, para entender a dinâmica em relação ao manejo dos EEE em uso e desuso e sua destinação final. Na SEMMA e na UFPA, procurou-se saber se há algum projeto em relação aos REEE, e a visita informal na COOMARCA para saber se a mesma realiza a coleta de REEE.

Também foram elaborados questionários para os discentes e servidores (Figura 2), composto por perguntas abertas e fechadas, com o intuído de identificar a concepção dos mesmos em relação aos REEE e seu gerenciamento.

Figura 2 - Aplicação de questionários

Fonte: Autor, 2019.

O tamanho da amostra foi determinado por meio de cálculos utilizando o total da população de discente e do total da população de servidores com base no ano de 2018, a qual foi definida a partir das seguintes fórmulas:

$$n_0 = \frac{1}{E_0^2} \qquad \text{Equação (1)}$$

e,

$$n = \frac{N.n_0}{N+n_0} \qquad \text{Equação (2)}$$

Em que,

N= Tamanho da população

E_0= Tamanho amostral

n_0= Primeira aproximação do tamanho da amostra

n= Tamanho da amostra

Para organização e análise dos dados, foi realizada a identificação e quantificação dos aparelhos eletroeletrônicos em uso e desuso por meio da elaboração de tabelas, gráficos utilizando o programa Excel e figuras. Assim como, compará-los com outras medidas de gerenciamento, através do que rege a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS), como também encontrar as tecnologias mais viáveis para desenvolver a gestão desses resíduos.

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados obtidos com as etapas metodológicas permitiram compreender a situação da área em estudo, de modo a realizar a identificação dos seguintes setores: gráfica, administrativo (bloco administrativo, sala dos professores, enfermaria, biblioteca, auditório, blocos pedagógicos), laboratório de aquicultura, edificações, pesca, química, biologia e informática.

A identificação dos setores possibilitou a quantificação em porcentagem aproximada dos equipamentos em uso (figura 3), onde se destaca o setor administrativo com 39%, laboratório de informática com 26% e laboratório de biologia com 16% do total de 1.112 unidades. Assim como a dos equipamentos que estão em desuso que do total de 297 unidades (figura 4), destacando-se em maior quantidade os gabinetes com 90 unidades, seguidos pelos monitores com 75 e teclados com 30.

Figura 3 - Porcentagem aproximada de equipamentos do IFPA por setor em uso

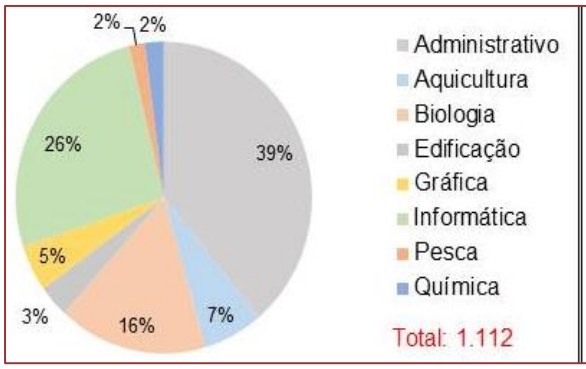
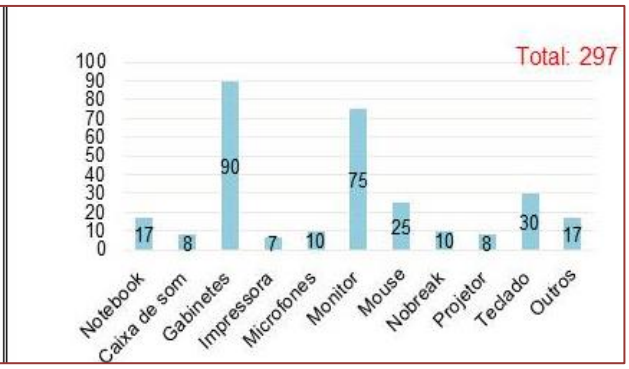


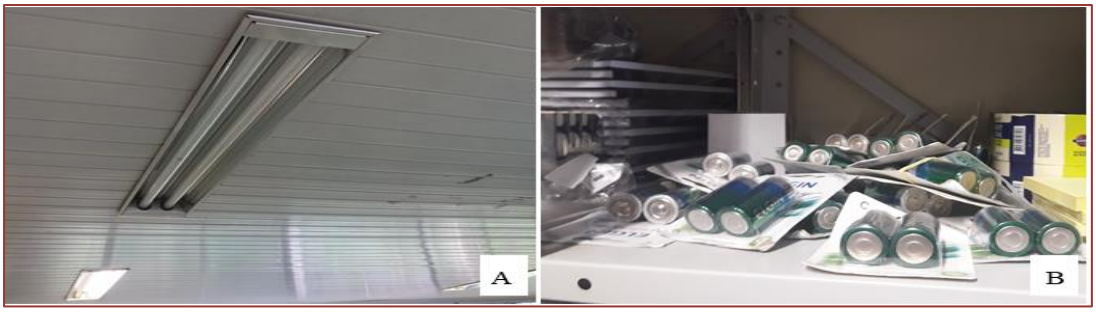
Figura 4 - Quantidade aproximada de equipamentos do IFPA em desuso



Fonte: Autor, 2019.

Constatou-se, também, que os equipamentos que mais são descartados, de acordo com o responsável pelo almoxarifado, são as pilhas e lâmpadas florescentes (figura 5) e seu destino final é o lixo comum ou estocado. Isso é preocupante, pois "uma única lâmpada pode contaminar até 15 mil litros de água ou uma piscina inteira devido ao mercúrio encontrado em sua composição" (CESTARI e MARTINS, 2016, p. 02). Do mesmo modo as pilhas "possuem contaminantes em sua composição como os metais tóxicos capazes de comprometer o meio ambiente, principalmente, durante o processo de oxidação quando expostos a condições intempéries, havendo assim a necessidade de gerenciá-los de forma adequada" (CARDOSO et al, 2019, p 01).

Figura 5 - Principais resíduos descartados



Fonte: Autor, 2019.

Além disso, a pesquisa *in loco* permitiu conhecer os equipamentos em maior quantidade em uso no campus destacam-se os computadores, microcomputadores, ares-condicionados e microscópios (figura 6) os quais se tornarão equipamentos inservíveis.

Figura 6 - Equipamentos em maior quantidade

Fonte: Autor, 2019.

Com o intuito de conhecer o processo pelo o qual passam os equipamentos eletroeletrônicos inservíveis até o seu destino final, se aplicou entrevista ao STI, Almoxarifado cujo se situam no setor administrativo, e ao LB em setembro de 2018 e 2019. Logo, os mesmos foram selecionados por realizarem um manejo desses equipamentos, em relação ao conserto, deposito e reutilização de peças. Foi possível constatar, que quando um equipamento apresenta defeito é solicitado ao almoxarifado o conserto, troca ou recolhimento, e ao se tratar de aparelhos de informática a responsabilidade pela manutenção é do STI, que relatou sobre a dificuldade em realizar a manutenção por falta de mão de obra qualificada, e de peças, o que às vezes torna mais rentável solicitar a compra de outro aparelho se houver recursos disponíveis. Porém, eles fazem a reutilização de algumas peças de equipamentos inservíveis para consertar outros.

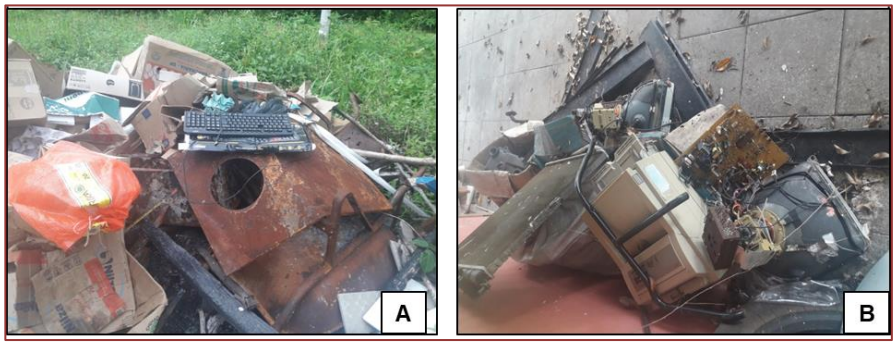
O almoxarifado exerce dentre outras, a função de receber os equipamentos, peças e materiais novos e destinar aos setores, e também realiza o processo de destinação final dos EEE inservíveis, os quais são depositados juntamente com os materiais de uso do dia a dia da Instituição (figura 7-A). Ademais, se constatou que há equipamentos armazenados nos setores inadequadamente como mostra figuras 7-B no laboratório de informática e figura 7-C, D no Laboratório de Biologia os quais estão depositados no forro do mesmo.

Figura 7 - Equipamentos estocados

Fonte: Autor, 2019.

Além disso, detectou-se REEE dispostos inadequadamente nas dependências do campus, juntamente com outros tipos de resíduos como plásticos, ferro, papelão e outros (figura 8). Ademais, na área representada pela figura 8-A apresenta resquícios de queima, assim tornando essa problemática ainda mais agravante no que tange a contaminação do meio ambiente. Porém não foi possível identificar se os mesmos eram patrimônio do IFPA ou se de outra procedência.

Figura 8 - Disposição inadequada de REEE



Fonte: Autor, 2019

Segundo os dados coletados, o IFPA – Campus Bragança possui 866 discentes, distribuídos entre alunos de nível médio técnico e superior. Para o cálculo da amostra representativa, o valor encontrado foi de 140, considerando um nível de confiança de 99% e margem de erro de 10%. No entanto, do total de 200 questionários aplicados, 153 participaram da pesquisa, obtendo assim, uma amostra ainda mais representativa.

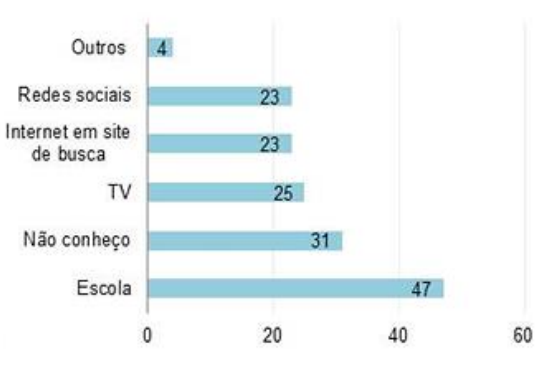
Com relação aos 120 servidores foram entregues 100 questionários, entre técnicos e docentes. Para o cálculo da amostra representativa, o valor encontrado foi de 54, considerando um nível de confiança de 95% e margem de erro de 10%. Portanto, os dados apresentados correspondem a 55 dos servidores do Campus**.**

Na primeira pergunta, foi questionado aos servidores sobre o seu conhecimento acerca dos Resíduos Eletroeletrônicos (REEE), cujo 6 responderam que não sabem nada, 10 já ouviram falar, mas não sabem exatamente do que se trata, e 39 sabem o que é e conhecem os riscos ao meio ambiente e a saúde. Na segunda pergunta foi questionado como conheceram o tema supracitado, onde 20 disseram que nas redes sociais, 15 tiveram acesso na TV, 10 na *internet* em *site* de buscas, 6 não conhecem e 4 em outros (figura 9).

Da mesma maneira, foi perguntado aos discentes, se sabiam o que é REEE, em que 126 disseram que sabem, e 27 desconhecem o tema. Além disso, foi indagado como conheceram o tema, 47 responderam que na escola, 23 em *internet* em *sites* de busca, 31 disseram que não conhecem, 4 em outros meios, 23 nas redes sociais e 25 na TV, conforme Figura 10.

Figura 9 - Resposta dos servidores

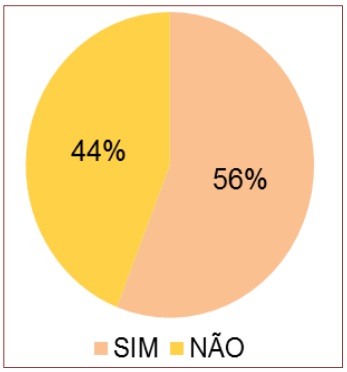
Figura 10 - Resposta dos discentes



Fonte: Autor, 2019

Nas duas primeiras perguntas percebe-se que mesmo havendo um grau de instrução relevante entre os servidores que responderam os questionários, há o desconhecimento sobre o assunto por alguns, mas a maioria conhecem o tema e suas problemáticas. E, entre os discentes, mais da metade conhecem o tema assim como os danos ao meio ambiente causados pelo descarte inadequado desses equipamentos, como mostra a figura 11, em que, 56% falaram que sabem quais são esses danos, porém 44% desconhecem esses impactos. Ou seja, ainda é uma população significante que desconhece, tornando-se preocupante por se tratar de produtos que mais se consume principalmente entre o público jovem e que tem uma vida útil de curto prazo.

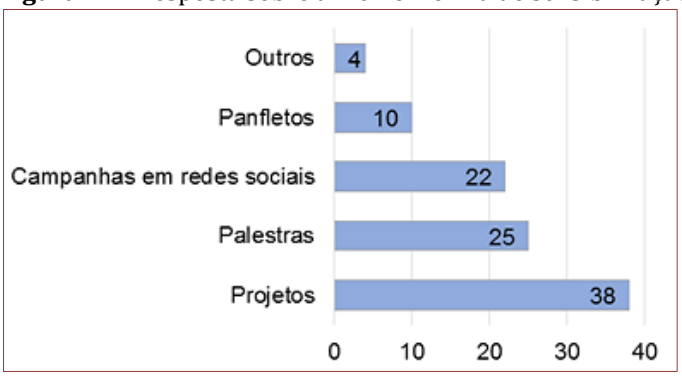
Figura 11 - Concepção dos discentes acerca dos danos ao meio ambiente



Fonte: Autor, 2019.

Quando indagados sobre a melhor forma de sensibilizar a comunidade do instituto acerca do gerenciamento adequado dos REEE, os servidores puderam escolher mais de uma alternativa, assim obtendo 99 respostas das quais 38 respondeu que projetos é a melhor metodologia, seguida de palestra com 25 respostas como mostra a figura 12.

Figura 12 - Resposta sobre a melhor forma de sensibilização



Fonte: Autor, 2019

Oliveira; Gomes e Afonso (2010) defendem que o tema lixo eletroeletrônico debatido nas instituições de ensino pode se constituir uma excelente ferramenta de sensibilização dos estudantes e funcionários, tanto para questões ambientais quanto nas de consumo.

Torales e Campos (2015) acreditam que a educação ambiental efetiva no contexto escolar, depende do professor, tanto no âmbito profissional, como em termos pessoais e coletivos, considerando sua atuação, intencionada ou não, como possibilidade de estímulo à participação da comunidade acadêmica.

Dessa forma, para promover uma sensibilização eficiente no âmbito educacional em relação ao tema, é importante entender a percepção dos discentes sobre o que eles consideram como EEE e que podem se tornar e-lixo. Assim no fluxograma (figura 13) há os principais tipos de EEE identificados pelos alunos, destacando-se pilhas e baterias, celulares sem uso, geladeira sem uso, TV sem uso, cabos e equipamentos de informática sem uso.

Figura 13 - REEE identificados pelos discentes

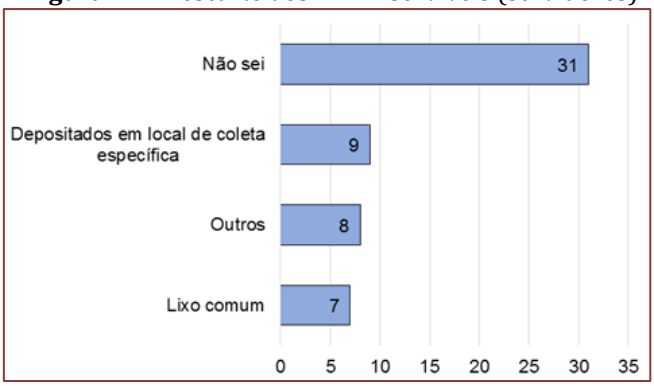
Fonte: Autor, 2019

Diante disso os discentes foram questionados sobre a participação em palestras seminários ou cursos que abordam ao tema REEE. Logo, foi detectado que 21 alunos já participaram de alguma dessas atividades, porém os que nunca participaram é a maioria, pois 132 responderam de forma negativa. Diante destas afirmativas, é possível perceber que os jovens estão imersos em uma sociedade de consumo, ao mesmo tempo em que se deparam com diversos problemas ambientais, e poucos sabem lidam com a última etapa do consumo, mais especificamente, a separação de materiais para a reciclagem (FABRIS et al, 2010). Por isso é fundamental a discussão sobre resíduos sólidos específicos no âmbito educacional, como os oriundos dos EEE, os quais são um dos principais produtos consumidos e com rápido descarte na sociedade.

A respeito de como é realizado o descarte dos aparelhos no setor dos servidores, 31 disseram que não sabem qual a destinação final, 9 são depositados em local de coleta específica, 8 em outros e 7 no lixo comum. As pessoas que responderam sim puderam justificar sua resposta e a maioria disse que os equipamentos são encaminhados para o TI, no entanto esse departamento é responsável apenas pelos aparelhos de informática. Dessa forma, não se referem aos demais equipamentos já citados aqui anteriormente.

Ademais, embora, 39 servidores tenham afirmado que conhecem as problemáticas que envolvem o descarte inadequado dos EEE inservíveis, a maioria desconhece o destino final desses equipamentos em seu setor, assim demostram que não há uma preocupação efetiva em relação a práticas ambientais no seu ambiente de trabalho, inclusive os professores dos cursos da área Ambiental (figura 14).

Figura 14 - Descarte dos EEE inservíveis (servidores)



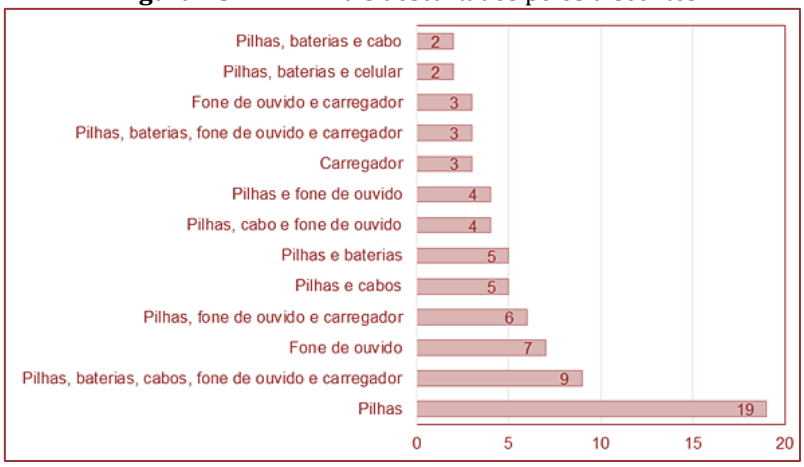
Fonte: Autor, 2019.

Isso é preocupante, pois Collier (2018) afirma que os EEE inservíveis não podem ser dispostos diretamente na natureza ou junto a rejeitos e orgânicos, pois o impacto ao solo, lençóis subterrâneos e seres vivos, torna-se mais rápido e intenso quando há contato dos metais pesados com chorume. Além disso, Cunha (2011) confirma que os docentes em geral têm sido meros mediadores instrumentais dos conteúdos no que tange a educação ambiental, ou seja, os mesmo apenas reproduz o conteúdo em sala e na prática não o exerce.

Aos discentes foi perguntado se sabiam como é realizado o descarte dos EEE inservíveis do Instituto e 117 falaram que não sabem, 9 em Lixo comum, 14 que são depositados em locai específicos e 13 que são estocados. E no que tange ao descarte do seu próprio e-lixo, 77 disseram que descartam no lixo comum, 39 em locais específicos e 37 os estocam.

Quanto aos tipos de REEE que os alunos mais descartam obtivemos respostas variadas, portanto só foi considerado a partir de duas respostas. Dessa forma, Pilhas, baterias, fone de ouvido e cabos são os que eles mais trocam, e as pinhas se destacam por aparecerem em quase todas as respostas. Os demais equipamentos que não foram considerados nessa análise por aparecerem esporadicamente foram agrupados em diversos totalizando 20 tipos de REEE (figura 15).

Figura 15 - REEE mais descartados pelos discentes



Fonte: Autor, 2019

Diante do exposto, para saber se a comunidade acadêmica anseia ou não por um gerenciamento adequado dos REEE, foi perguntado sobre a possível criação de um centro de coleta e reuso, constatou-se que dos 55 servidores 93% concordam e 7% não (figura 16) e entre os discentes 90% acham importante, enquanto 10% não (figura 17).

Figura 16 - Concepção dos servidores

Figura 17 - Concepção dos discentes

Fonte: Autor, 2019

Além disso, foi perguntado se o entrevistado tinha alguma proposta de gerenciamento, onde 71% dos servidores contribuíram com sugestões para reduzir o descarte incorreto de lixo eletroeletrônico do instituto enquanto 29% não sugeriram (figura 18) e 40% dos alunos propuseram alguma solução e 60% não (figura 19).

Figura 18 - Respostas dos Servidores

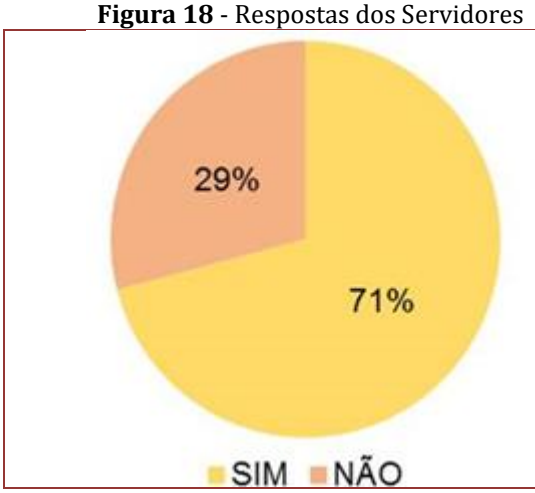
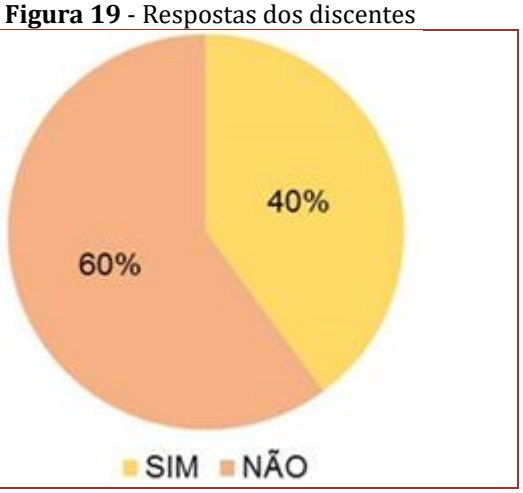


Figura 19 - Respostas dos discentes

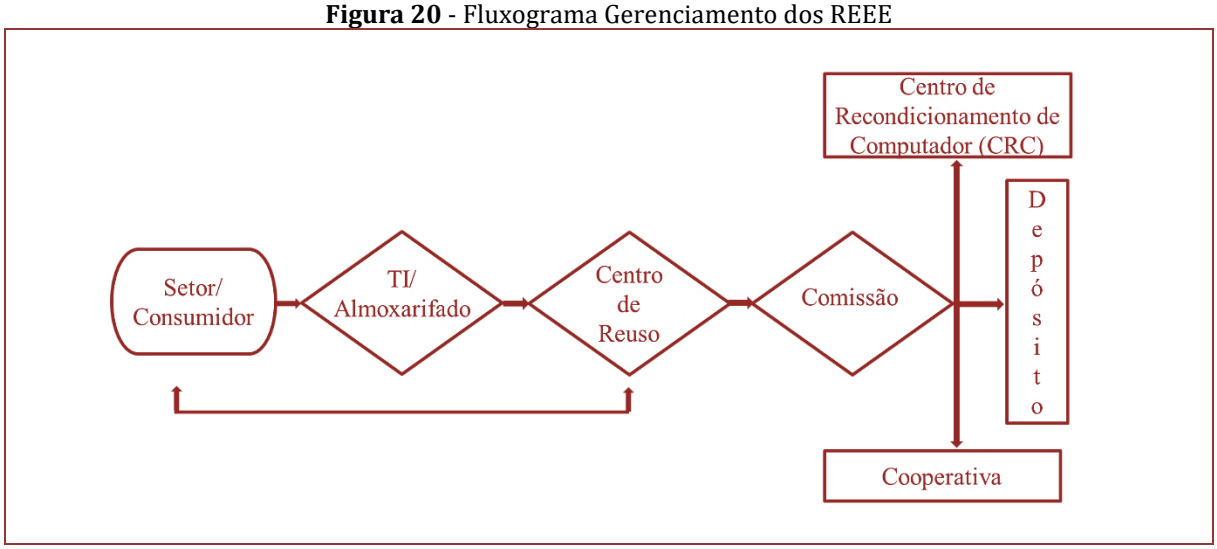


Fonte: Autor, 2019

Diante do que foi exposto, propõem-se algumas medidas simples que podem ser postas em práticas no Instituto, as quais são a inclusão nas programações de eventos anuais de palestras, minicurso, desenvolvimento de projetos e mesas redondas que discutam o tema, dessa forma promovendo a sensibilização ambiental entre a comunidade acadêmica e o público em geral.

No que tange o processo de gestão dos equipamentos inservíveis é necessário que seja realizado o manuseio ambientalmente correto destes, considerando as características e limitações da instituição. Portanto, sugere-se a seguinte gestão desses equipamentos (figura 20).

Figura 20 - Fluxograma Gerenciamento dos REEE



Fonte: Autor, 2019.

O responsável pelo setor ou servidor informa ao STI (se aparelho de informática) ou Almoxarifado (demais equipamentos) a necessidade de manutenção do EEE com algum defeito. O STI ou Almoxarifado comunica os demais departamentos se necessário e o encaminha para o centro de reuso onde será realizado o processo de conserto dos equipamentos por meio da triagem a qual possibilitará a identificação e classificação do mesmo, assim como a viabilidade de conserto ou não. Se recuperado ele pode retornar para setor/consumidor de origem ou outo departamento. No entanto, se for inviável a resolução do problema o bem inservível será avaliado pela comissão de desfazimento, a qual dará entrada

em todo o processo de desfazimento do equipamento e posteriormente decidir a melhor alternativa para sua destinação. Logo, propõem-se algumas destinações para os EEE inservíveis:

1º) O acondicionamento adequado dos EEE em um depósito específico, o qual poderia ser uma que esteja sem uso, e no mesmo local poderia ser realizado o conserto dos aparelhos e a reutilização de peças.

2°) Doação para a Cooperativa de Catadores de Materiais Recicláveis Dos Caetés (COOMARCA), localizada no município de Bragança, conforme a PNRS. Isto em relação a computadores, pois a mesma faz a separação de alguns metais manualmente os quais são encaminhados para a reciclagem. Porém, os demais resíduos são descartados no lixão da cidade, assim é inviável destiná-los para cooperativa.

3°) Computador - Há a possibilidade de os computadores serem doados para o Centro de Recondicionamento de Computadores (CRC), que é um espaço físico adaptado para o recondicionamento de computadores destinados à revitalização de pontos de inclusão digital, localizado em Belém.

Ao analisar os dados coletados em campo, pode-se observar que as pilhas são os resíduos mais descartados em um curto período de tempo e indevidamente. Portanto, propõe-se que o instituto crie um ponto de coleta de pilhas por meio de um Papa-pilhas. A construção pode ser feita em um momento simbólico envolvendo toda a comunidade acadêmica, promovendo um concurso de melhor *layout* entre as turmas. Todavia, é proposto o *layout* e o modelo de Papa-pilhas, que pode ser feito com materiais reutilizáveis, como apresentado na figura 21.

Figura 21 - *Layout* do papa-pilhas e protótipo do papa-pilhas

Fonte: Autor, 2019.

Após a implantação, será observado em quanto tempo o coletor atingirá o seu limite de capacidade, para assim ser feito a triagem, separando as pilhas por tipo e marca, pesagem e o acondicionamento em caixas de papelão para o controle do mesmo. E, assim envia-las para uma destinação final, que pode ser:

- Aos membros da comissão de meio ambiente ou o responsável pelo almoxarifado para enviar até um ponto de coleta de reciclagem mais próximo, assim facilitando esse descarte. E enquanto não surgir a oportunidade de realizar esse descarte, esses resíduos podem ser mantidos no depósito do almoxarifado ou em um depósito específico para EEE em desuso como já supracitado.
- A Secretaria Municipal de Meio Ambiente-SEMMA que pode ser parceira no que tange a coleta e destinação final das pinhas em desuso, pois a mesma recebe esse material para a destinação final.

4º) Lâmpadas - Em relação às lâmpadas sugere-se o correto tratamento por meio da logística reversa contemplando, assim, a PNRS 10.305/2010. Portanto, quando esses resíduos atingirem o final da vida útil eles devem ser manuseados com cuidado e com a utilização de equipamentos de proteção individual (EPIs), principalmente se a lâmpada estiver quebrada por causas da possível contaminação por mercúrio. Para assim, acondiciona-las em caixas resistentes e apropriadas para o transporte, de preferência em suas

próprias caixas, providenciar o armazenamento apropriado em locais apropriados com placas indicativas alertando o risco de contaminação por mercúrio.

4. CONCLUSÃO

A realização da presente pesquisa permitiu visualizar a importância da problemática inerente aos resíduos eletroeletrônicos gerados pelo IFPA - Campus Bragança. Os dados levantados mostraram que os referidos resíduos ainda não recebem o devido cuidado. São armazenados em locais inadequados, podendo ocasionar efeitos negativos aos funcionários e aos recursos naturais.

Identificamos que a instituição não possui um plano de gerenciamento de resíduos eletroeletrônicos, desse modo, o descarte dos resíduos pela instituição possivelmente pode estar se configurando em um repasse do problema e responsabilidade para outros atores que provavelmente não possuem o conhecimento necessário para a manipulação e destinação ambientalmente correta dos resíduos eletrônicos. A ausência dessas informações mais consistentes proporciona maior dificuldade para gerir esses bens inservíveis, uma vez que de posse desse conhecimento poderia dimensionar de forma eficiente a gestão dos REEE.

Além disso, a comunidade acadêmica possui prévio conhecimento em relação a esses resíduos e seus impactos, no entanto há uma dificuldade ao relacionar essa problemática ao consumismo e de identificar outros tipos de EEE que não são oriundos da informática, como lâmpadas e aparelhos domésticos. E no tange a gestão dos EEE inservíveis do instituto, tanto os servidores como discentes desconhecem se há ou não uma gestão dos mesmos e quem são os responsáveis por isso. Ademais, existe um anseio para por parte da comunidade por eventos no âmbito acadêmico que tratem desse tema.

Em vista disso, para que aja uma gestão eficiente e eficaz dos resíduos supracitados é fundamental à sensibilização ambiental dos servidores, docentes e prestadores de serviços, pois eles são os atores que utilizam e descartam esses equipamentos assim tornando-se figuras fundamentais no processo de gestão e destinação final.

Portanto os modelos propostos mostram um manejo dos EEE em desuso, evitando que eles permaneçam dispostos inadequadamente e podendo desencadear diversas problemáticas ao meio ambiente e possibilitam o reaproveitamento de seus componentes. Por fim, é de suma importância que se desenvolva um Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos de acordo com a legislação vigente para um recolhimento, acondicionamento e destinação final adequada dos referidos resíduos considerando as particularidades da instituição.

REFERÊNCIAS

[1] ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10004: 2004 Resíduos Sólidos - Classificação. Rio de Janeiro, 2004.

[2] BITTENCOURT, R. N. Os Dispositivos Existenciais do Consumismo. Revista Espaço Acadêmico, v. 10, n. 118, p. 103-113, 2011.

[3] BRASIL, Lei Federal n. 12.305/2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei n. 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da União. Brasília- DF, 03 ago. 2010.

[4] BRITO, J. S. Proposta de gestão ambiental para Instituto Federal De Educação, Ciência e Tecnologia Do Piauí, Campus Teresina Central. 2015. 261 f. Tese (Doutorado em Geografia) - Programa de Pesquisa e Pós- Graduação Interdisciplinar em Geografia. Universidade Estadual Paulista. Rio Claro. 2015.

[5] CARDOSO, F. B. da S.; A base legislativa ambiental e a introdução da logística reversa como um instrumento para minorar o impacto dos resíduos sólidos eletrônicos. 2013. 123 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade de Caxias do Sul, Programa de Pós-Graduação em Direito. 2013.

[6] CARDOSO, M; Magalhães, I.; Oliveira, I.; Martins, L.; Gestão adequada de resíduos especiais: Descarte e destino de pilhas e baterias. 2019. Disponível em: < https://academico.univicosa.com.br/revista/index.php/RevistaSimpac/article/viewFile/1126/1263 > Acesso em: 09 de jan. de 2020.

[7] CESTARI, M.; Martins, C.; Estudo de caso de logística reversa de lâmpadas fluorescentes pós-consumo: sistema de armazenagem em uma instituição de ensino. 2016. Disponível em: <https://academico.univicosa.com.br/revista/index.php/RevistaSimpac/article/viewFile/1126/1263>. Acesso em: 09 de jan. de 2020.

[8] COLLIER; G.; Gestão de resíduos de informática em instituições de ensino superior – estudo de caso: Universidade Federal de Goiás. 2018. Monografia - Universidade Federal de Goiás Escola de Engenharia Civil e Ambiental. 2018.

[9] CUNHA, L. A. Contribuição para a análise das interferências mercadológicas nos currículos escolares. Revista Brasileira de Educação, v. 16, n. 48, p. 585-809, 2011.

[10] GARCIA, M. B. S.; Friede, R. R.; Mendes, J.G.; Neto, J. L.; Vasconcellos, C. A. B.; Xerfan, F. M. F. Resíduos sólidos: responsabilidade compartilhada. 2015. Disponível em: < http://apl.unisuam.edu.br/revistas/index.php/Semioses/article/view/1045>. Acesso em: 29 de out. de 2018.

[11] IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Demográfico. 2019. Disponível em: < https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/braganca/panorama > Acesso em: 10 jun.2019.

[12] LIMA, J. S. A. Tecnologias da informação e comunicação no caminho da sustentabilidade. 2015. 159 f. Tese (Doutorado em Ciências Humanas) - Programa de Pesquisa e Pós- Graduação Interdisciplinar em ciências humanas. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 2015.

[13] MAGALHÃES, D. de C. S. Panorama dos resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos (reee): o lixo eletroeletrônico - e-lixo. 2011. 241 f. Dissertação (Mestrado) - Pontifícia Universidade Católica de Goiás. 2011.

[14] OLIVEIRA, R. S.; GOMES, E. S.; AFONSO, J. C. O lixo eletroeletrônico: Uma abordagem para o ensino fundamental e médio. Química Nova na Escola, v. 32, n. 4, p. 240-248, 2010.

[15] Torales-Campos, M. A. A formação de educadores ambientais e o papel do sistema educativo para a construção de sociedades sustentáveis. Revista Eletrônica. 2015. Dissertação. Mestrado em Educação Ambiental, 32 (2), 266-282. Disponível em https://periodicos.furg.br/remea/article/view/5543/3451, Acesso em: 29 de out. de 2019.

Capítulo 9

Aplicabilidade do ponto de entrega voluntária como coleta seletiva

Amanda Gomes
Danilo Júnior Teixeira Severino
Valter Gomes
Bruna Soares de Souza Lima Rodrigues
Sebastião Renato Valverde
Maria Isabel Cristina Batista Mayrink

Resumo: Os resíduos sólidos surgiram em paralelo com a evolução dos seres humanos, e são provenientes dos avanços culturais, sociais, da economia e da tecnologia. O ponto de entrega voluntária de resíduos sólidos (PEV), é um local onde a comunidade pode descartar os resíduos que podem ser reciclados, nesse local o veículo de coleta pode fazer a seleção do material e esses resíduos podem ser enviados para catadores de materiais recicláveis. Objetiva-se com o trabalho demonstrar a aplicabilidade do ponto de entrega voluntária como um tipo de coleta seletiva, além de apresentar as principais dificuldades de se implementar este tipo de coleta. Trata-se de uma revisão integrativa da literatura, no qual a pergunta norteadora foi: O ponto de entrega voluntária é um meio eficaz de se fazer a coleta seletiva? Após a leitura dos títulos e resumos dos artigos, foram selecionados 7 artigos para o fichamento e utilização no trabalho. Para que o ponto de entrega voluntária seja efetivo em sua função de coleta seletiva se faz necessária antes de sua implementação o investimento em educação ambiental e conscientização da população, outro fator a ser evidenciado é a localização do PEV, uma vez que a distância que o morador percorre interfere no sucesso da coleta seletiva.

Palavras-Chave: Resíduos Sólidos; Coleta Seletiva; Reciclagem; Pontos de entrega voluntária.

1. INTRODUÇÃO

Na história, os seres humanos quando eram nômades produziam um lixo orgânico, rico em micronutrientes, que era usado como adubo; contudo, quando os homens se tornam sedentários e passaram a morar em locais fixos, como aldeias, os resíduos começaram a se acumular e prejudicar o ambiente. Os resíduos sólidos surgiram em paralelo à evolução dos seres humanos, e são provenientes dos avanços culturais, sociais, da economia e da tecnologia (FRIEDE et al, 2019).

Considerando essa problemática dos resíduos sólidos, o governo brasileiro criou a lei 12.305 no ano de 2010, conhecida como Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), que divide a responsabilidade em: Poder público, firmas, comunidade e catadores, enfatizando a importância do compartilhamento das questões ambientais e sociais, e incentivando a gestão dos municípios brasileiros a organizarem a destinação dos resíduos sólidos, por meio, por exemplo das coletas seletivas (VANSETTO e GHISI, 2019).

De acordo com a Lei nº 12.305, de 2010, no artigo 7° "O Poder Público, o setor empresarial e a coletividade são responsáveis pela efetividade das ações voltadas para assegurar a observância da Política Nacional de Resíduos Sólidos". No artigo 11° dessa mesma Lei nº 12.305, de 2010, institui-se que: "O sistema de coleta seletiva de resíduos sólidos priorizará a participação de cooperativas ou de outras formas de associação de catadores de materiais reutilizáveis".

De acordo com legislação mineira - LEI 18031, de 12/01/2009, no artigo 3°: "Coleta seletiva o recolhimento diferenciado de resíduos sólidos previamente selecionados nas fontes geradoras, com o intuito de encaminhá-los para reutilização, reciclagem, tratamento".

Nesse contexto, cabe ressaltar o ponto de entrega voluntária de resíduos sólidos (PEV), local onde a comunidade pode descartar os resíduos que podem ser reciclados. Nesse local ocorre a coleta e seleção do material, de modo que os resíduos possam ser enviados para os catadores de materiais recicláveis. Para que uma população participe da coleta seletiva por meio do PEV é necessário observar e atender à alguns quesitos, entre os quais: localização e distância de suas residências. Cerca de 54 % dos municípios brasileiros apresentam um PEV, e esses pontos incentivam a população daquela área a fazer a separação dos resíduos gerados (CALLEFI et al, 2020).

Segundo o Ministério do Meio Ambiente, 2020, uma pessoa produz em média 1,04kg de resíduos por dia. Um levantamento realizado em 2015, mostrou que 40% dos municípios brasileiros apresentam aterros sanitários, enquanto 60% deles destinam os seus resíduos para lixões e aterros controlados; e somente 23,7% dos municípios realizam a coleta seletiva.

Objetiva-se com o trabalho demonstrar a aplicabilidade do ponto de entrega voluntária como um tipo de coleta seletiva, além de apresentar as principais dificuldades de se implementar este tipo de coleta.

2. METODOLOGIA

Trata-se de uma revisão integrativa da literatura, no qual a pergunta norteadora foi: O ponto de entrega voluntária é um meio eficaz de se fazer a coleta seletiva? Os artigos foram selecionados nas bases de dados, Literatura Latino Americana e do Caribe em Ciências da Saúde (LILACS), Scientific Eletronic Library Online (SCIELO) e US National Library of Medicine National Institutes of Health (PubMed) e google scholar. Os critérios de inclusão foram: artigos originais, resumos expandidos, estudos de caso e trabalhos de conclusão de curso nos idiomas, português e inglês, publicados nos últimos 5 anos, de acesso gratuito com textos completos. Estudos que não se enquadraram nos critérios de inclusão, duplicados ou divergentes da temática proposta foram excluídos.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após a leitura dos títulos e resumos dos artigos, foram selecionados 7 manuscritos para o fichamento e utilização no trabalho. Segundo Turci et al., 2018, a eficiência do PEV foi comprovada em primeira fase de implantação em um bairro da cidade de Poços de Caldas, Minas Gerais. Concluiu-se que após a inauguração, o tempo destinado à coleta diminuiu 70%, reduzindo, o consumo de combustível dos veículos usados no transporte dos resíduos; e favorecendo os catadores, que precisavam percorrer distancias menores para a coleta, com uma redução de 40,4%. Conforme Antunes, 2018, o PEV é de suma importância, ainda, como veículo de informação, para uma comunidade, considerando sua relevância na disseminação de conhecimentos acerca da educação ambiental, através da sensibilização do cidadão. Segundo Callefi et al., 2020, a instalação de um PEV deve considerar a distância e o tempo que o cidadão

necessita para entregar os resíduos, uma vez que esses podem gerar custos aos moradores, o que constituiria um obstáculo. De acordo com Mello et al., 2019, para que se consiga o sucesso na construção de um PEV é necessário antes investir em educação ambiental, haja vista que a não sensibilização da população sobre o projeto de um PEV, pode culminar em gastos elevados e pouco eficazes. Oliveira et al., 2019, concluíram que alguns fatores podem prejudicar o sucesso do estabelecimento dos pontos de entrega voluntária de Belo Horizonte, como: a distância, a falta de interesse da população e a ausência de educação ambiental para a conscientização da importância da coleta seletiva. Segundo Papa, Silva e Santana, 2019, um grande dificultador para o sucesso da coleta seletiva por meio de um PEV é o vandalismo que gera aumento dos gastos para manutenção desses pontos. Todavia, o investimento em educação ambiental pode tornar a comunidade mais ativa na coleta seletiva, o que é fundamental para reduzir os prejuízos, pelo vandalismo, que prejudicam este tipo de coleta em Salvador.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Para que o ponto de entrega voluntária seja efetivo em sua função de coleta seletiva se faz necessária antes de sua implementação o investimento em educação ambiental e conscientização da população, outro fator a ser evidenciado é a localização do PEV, uma vez que a distância que o morador percorre interfere no sucesso da coleta seletiva. É de suma importância que mais estudos apresentando realidades de outros municípios, sejam realizados para que se possa discutir os principais desafios para implantação de um ponto de entrega voluntária para coleta seletiva.

REFERÊNCIAS

[1] ANTUNES, M. C. Cadeia Reversa do Óleo de Cozinha Residual: O papel do Ponto de Entrega Voluntária (PEV). Dignidade Revista, v.3, n.5, 2018.

[2] BRASIL. Lei nº 12.305, Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Presidência da República, Casa Civil, Subchefia para Assuntos Jurídicos. 2 de Agosto de 2010.

[3] CALLEFI M.H.B.M., SILVA M.J., RODRIGUES G.J., MIOTTO J.L., SAMED M.M.A. Localização de pontos de entrega voluntária de materiais recicláveis: Estudo de caso no município de Maringá – PR. South American Development Society Journal Vol.: 06, | Nº.: 17, 2020.

[4] FRIEDE, R.; REIS, D.; AVELAR, K.; MIRANDA, M. de. Coleta seletiva e educação ambiental: reciclar valores e reduzir o lixo. Educação & Formação, Fortaleza, v. 4, n. 11, mai. /ago., p. 117-141, 2019.

[5] MELLO, L. C. R. D. E.; SILVA, E. R. S.; PEREIRA, LUCIANA ESCALANTE; NOVELI, R. A. P. ; SILVA, B. L. P. A ineficiência de uma política de educação ambiental na implementação de ponto de entrega voluntária (pev). 2º Congresso Sul-Americano de Resíduos Sólidos e Sustentabilidade, 2019, Foz do Iguaçu. ANAIS - CONGRESSO SUL-AMERICANO DE RESÍDUOS SÓLIDOS E SUSTENTABILIDADE, 2019. v. 2.

[6] MINAS GERAIS. Legislação Mineira - LEI 18031, de 12/01/2009. Dispõe sobre a política estadual de resíduos sólidos. - Assembleia de Minas. 2009.

[7] MMA. Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <https://mma.gov.br/mma-em-numeros/residuos-solidos>. Acesso em 22 de Setembro de 2020.

[8] OLIVEIRA, L. F.; PIMENTA, M. F. C.; NEVES, A. C.; COELHO, C. W. G. A.; VIMIEIRO, G.V. Avaliação da localização dos locais de entrega voluntária (levs) de materiais recicláveis de Belo Horizonte e sua relação com pontos estratégicos da cidade. 30º CBESA, - Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2019, Natal. 30º CBESA, - Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro: ABES, 2019. v. 1. p. ---.

[9] PAPA, A.P.O. SILVA, J.S.S. SANTANA, S.J. Estudo comparativo entre equipamentos visando à redução do vandalismo nos pontos de entrega voluntária de recicláveis. Rev. Bras. Gest. Amb. Sustent., 2019, vol. 6, n. 13, p. 407-425.

[10] TURCI, L.F.R., SANCINETTI, G. P., BRAGA, D. S., CARNIETTO F., JUAZEIRO, L.H.S., REIS, C.G. Projeto piloto de ponto de entrega voluntária de material reciclável em bairro do município de Poços de Caldas-MG. Rebram Vol. 22, n.1, 2019.

[11] VANSETTO, C.C, e GHISI, T. Resíduos sólidos e cooperativas de reciclagem: A Arquitetura como promotora social e ambiental. Labor E Engenho, 13, e019019-e019019. 2019

Capítulo 10

O uso de tecnologias digitais como solução na mitigação dos desperdícios nas cadeias de suprimentos

Omar Ouro-Salim
Ayawovi Djidjogbe Fanho

Resumo: O objetivo deste trabalho é compreender a importância das tecnologias digitais na redução dos desperdícios, particularmente nas cadeias de suprimentos agroalimentares. Essa pesquisa constitui-se como descritiva na abordagem qualitativa, a ser realizada por meio das técnicas pautadas na pesquisa bibliográfica. Como resultado principal, as tecnologias digitais representam um meio de gestão e otimização para as comunidades e empresas na coleta e tratamento de resíduos alimentares.

Palavras-Chave: Tecnologias digitais; Resíduos; Sustentabilidade.

1. INTRODUÇÃO

As ferramentas digitais se tornaram recentemente uma solução viável para a reciclagem dos resíduos (JAGTAP et al., 2019). Além disso, literaturas existentes apontam que as tecnologias digitais podem contribuir eficientemente na prevenção e redução dos resíduos (HARVEY et al., 2019; MISHRA e SINGH, 2018).

As plataformas digitais facilitam o desenvolvimento de redes alternativas de trocas de resíduos sólidos entre as partes interessadas da cadeia de suprimentos (Harvey et al., 2019). Nesse sentido, a redução dos desperdícios em vários estágios da cadeia de suprimentos significaria menos probabilidade de resíduos (HARVEY et al., 2019).

As tecnologias digitais em cadeia de suprimentos podem ajudar as partes interessadas a controlar a perda e o desperdício de alimentos, monitorando a qualidade dos alimentos. Além disso, controlam alimentos prestes a ultrapassar seu prazo de validade e administrando o ambiente físico correto, especialmente no que diz respeito a temperatura e umidade (KAMBLE et al., 2019).

Impulsionadas pelos computadores e pela internet, as tecnologias digitais evitam a construção de lojas físicas, o deslocamento de fornecedores ou consumidores às lojas para consultar preços, fazer negociação e compra de produtos ou serviços. Elas reduzem a necessidade de documentos impressos, como relatórios de serviços. Ademais, elas impedem os intermediários da cadeia de suprimentos, promovem a transparência, confiança e segurança para os consumidores (Confederação Nacional das Industrias, 2018).

As tecnologias digitais terão um impacto profundo no futuro próximo com relação ao uso de dados, poder de computação e conectividade divididas em Big Data, dados abertos, Internet das Coisas (IoT), Blockchain, Indústria 4.0, máquina a máquina e computação em nuvem para a centralização das informações e seu armazenamento (CHAUHAN et al., 2021).

Os eventos recentes relacionados à pandemia da COVID-19 colocaram pressões sobre as empresas para que busquem perspectivas diferentes, mais flexíveis e mais colaborativas sobre inovação e modelos de negócios. Portanto, novos processos de negócios mais eficientes e sustentáveis são necessários, principalmente nas cadeias de suprimentos (FAO, 2020).

Atualmente, os modelos digitais são considerados como modelos virtuais, facilitadores, necessários para a transição do modelo linear para o modelo circular, pois segundo Galvez et al. (2018), a tecnologia digital nas cadeias de suprimentos vale a pena. Na seção a seguir, serão apresentados desafios e tecnologias digitais como a Internet das Coisas (IoT) e o *Blockchain* na gestão de resíduos nas cadeias de suprimentos com seus benefícios econômico, social e ambiental.

Portanto, o objetivo deste trabalho é compreender a importância das tecnologias digitais na redução dos desperdícios, particularmente nas cadeias de suprimentos alimentares. Sendo assim, a pergunta para este estudo foi definida dessa forma: como as tecnologias digitais emergentes podem auxiliar na redução dos desperdícios nas cadeias alimentares de suprimentos?

Além desta introdução, este artigo está dividido em mais de quatro seções: referencial teórico, métodos, resultados, e considerações finais.

2. IMPACTOS DOS RESÍDUOS

As cidades produzem cerca de 7 a 10 bilhões de toneladas de resíduos por ano e a maioria luta para atender aos requisitos básicos de gestão de resíduos. Municípios em países em desenvolvimento gastam em média 20% de seu orçamento com gestão de resíduos sólidos e menos de 3% com saneamento básico. No entanto, isso não é suficiente para financiar os sistemas básicos de gestão de resíduos e saneamento, uma vez que a população muitas vezes não tem meios financeiros para pagar pelos serviços de gestão de resíduos fornecidos. Nesse sentido, a coleta de resíduos sólidos afeta menos da metade da população das cidades em países de baixa renda. De forma geral, um terço dos resíduos sólidos produzidos ainda é despejado a céu aberto, enquanto apenas um quinto é para recuperação de materiais, ou seja, reciclagem e compostagem (*JOURNÉE MONDIALE DE L'HABITAT*, 2019).

A falta de gestão adequada de resíduos sólidos urbanos resultou em poluição do ar, solo e água, ameaçando a saúde pública, os ecossistemas e a biodiversidade, bem como o acúmulo de imensas quantidades de resíduos nos oceanos. A cada 30 segundos uma pessoa morre de doenças causadas por resíduos mal administrados. Além disso, a falta de dados globais sobre gestão e tratamento de resíduos continua a ser um grande desafio. A falta de dados sobre fluxos de resíduos em países dificulta a

capacidade de responder com medidas adequadas e responsivas (*JOURNÉE MONDIALE DE L'HABITAT*, 2019).

A coleta de resíduos sólidos uma parte crucial no mundo em que vivemos. A maioria da rede de lixeiras é coletada sem uso do monitoramento de nível de preenchimento. Sendo assim, as decisões são tomadas em função de suposições, solicitações de clientes e horários fixos. Ora, as lixeiras transbordam, o esvaziamento desnecessário e a capacidade insuficiente da bandeja são características regulares nas redes de lixeiras (KAZA et al., 2018).

Um aspecto desagradável, odorífero e potencialmente prejudicial ao meio ambiente, é comum nos pontos de reciclagem locais. Não é incomum ver sacos de roupas empilhados contra uma lixeira de roupas de caridade ou ver montanhas de reciclagem mista em cima de recipientes de tamanho menor. Esvaziar lixeiras que não estão nem 25% cheias é um desperdício de combustível, tempo, recursos e dinheiro. O tempo gasto e os funcionários contratados para a manutenção desnecessária de lixeiras representam um desperdício significativo de recursos (*FARSITE*, 2020).

Sem o monitoramento do nível de preenchimento da lixeira, seria difícil reagir aos eventos espontâneos ou não característicos, por exemplo, um compartimento pode encher algumas horas após a manutenção e não ser esvaziado por mais de 7 dias. O serviço de coleta final deve ter a capacidade de reagir ao nível de preenchimento em tempo real das lixeiras. Às vezes os veículos de coleta podem ter informações limitadas sobre o volume de conteúdos que aguardam recuperação. O roteamento ineficiente pode ser aprimorado pelas tecnologias digitais. Para tomar as decisões mais eficientes, os coletores de resíduos precisam de informações confiáveis apropriadas, fornecidas por um sistema de monitoramento (*FARSITE*, 2020).

No entanto, a tecnologia está sendo usada de várias maneiras para aprimorar o tratamento e o descarte de resíduos. Uma gama de tecnologias ideais varia de acordo com o nível de renda e as características locais (KAZA & BHADA-TATA, 2018).

3. INTERNET DAS COISAS

Por meio da IoT aplicada ao sistema de fábrica, é possível a interação entre humano e *ciborgue* (união de elementos artificiais em um organismo biológico). Sendo assim, a IoT favorece não apenas a sustentabilidade ambiental e a eficiência energética, mas também permite que a cadeia de suprimentos seja monitorada, promovendo o bem-estar dos atores (HENZ, 2018).

A tecnologia IoT refere-se ao fornecimento de sensores com dispositivos, que lhes dão a capacidade de se comunicar e de se tornarem participantes ativos de uma rede de informações (RYMASZEWSKA et al., 2017). Ao integrar o sistema IoT no gerenciamento das cadeias de suprimentos, a comunicação automatizada máquina a máquina e transferência de valor ideal e segura podem ocorrer durante todas as etapas desta última (BRESSANELLI et al., 2018).

A IoT é uma rede de informações que conecta todas as coisas à internet por meio de tecnologias da informação como RFID (identificação radiofrequência), WSN (rede sem fio de sensores), GPS (sistema de posicionamento global) e GIS (Sistema de Informações Geográficas) etc., para obter reconhecimento e gerenciamento inteligentes. O RFID tem sido amplamente aplicado. É uma tecnologia de comunicação de identificação automática sem contato, que pode identificar automaticamente vários objetos em movimento de alta velocidade simultaneamente, mesmo em ambiente ruim e sem intervenção manual. Vários pesquisadores consideram a aplicação das tecnologias IoT, incluindo RFID, WSN, GPS e GIS etc., como um meio eficaz de gerenciamento na cadeia de suprimentos (GALVEZ et al., 2018).

Sari (2010) desenvolveu, em seu estudo, um modelo de simulação para auxiliar os gerentes das empresas a determinar as condições sob as quais o investimento em tecnologia RFID é benéfico. Os resultados do estudo mostram que o uso da tecnologia RFID em uma cadeia de suprimentos traz mais benefícios quando a colaboração entre os membros da cadeia de suprimentos for mais intensa.

De acordo com Atzori et al. (2010), a IoT constitui uma rede mundial de objetos interconectados endereçáveis exclusivamente, com base em protocolos de comunicação padrão. A aplicação da IoT foi amplamente discutida em vários domínios como segurança rastreamento, saúde, educação, residências, resíduos, cuidados pessoais e sociais, museu inteligente e ginásios. Ultimamente, ela tem sido considerada um fator importante nos planejamentos limpos das cidades (WHITMORE et al., 2015). Adicionalmente, a IoT e seus diferentes sensores foram estudados na gestão de resíduos de cidades inteligentes por Abdoli (2009) e Caragliu et al. (2011).

4. BLOCKCHAIN

Desde 2008, a criação do *Bitcoin* se tornou o primeiro exemplo de aplicativo *Blockchain*. Essa criptomoeda fornece uma solução da vida real para o desafio da confiança em um sistema descentralizado. O *Blockchain* tem o poder de tornar as transações não rastreáveis, verificáveis e permanentes. Com a vinda do *Blockchain*, indivíduos, organizações e máquinas podem se comunicar sem problemas e de forma autônoma, realizar transações de forma independente e interagir sem esforço e com segurança (LACY e RUTQVIST, 2016).

Para Swan (2015), uma maneira de solucionar os problemas de rastreabilidade e obter transparência nas cadeias de suprimentos é a utilização da tecnologia *Blockchain*. Para ele, a tecnologia *Blockchain* cria um sistema de credibilidade que auxilia a indústria a ser mais sustentável. Também, o *Blockchain* permite o fortalecimento das relações com os clientes.

Segundo Nofer et al. (2017), o *Blockchain* pode contribuir na mudança de comportamentos. Além disso, para Allam (2018), através da tecnologia *Blockchain* é possível aos atores da cadeia de suprimentos realizar os contratos inteligentes com seus clientes. Atualmente o *Blockchain* representa uma fonte de confiabilidade centralizada dos produtos. Ele possui várias características promissoras e úteis de interesse nas áreas de comércio eletrônico, e até transações comerciais diárias comuns (GHOSH, 2019).

O *Blockchain* pode ser implementado nas indústrias de alimentos e bebidas para combater o desperdício de alimentos e garantir pagamentos mais justos e mais rápidos aos pequenos agricultores (FAIRTRADE.ORG, 2018). Embora o *Blockchain* ainda esteja em sua infância, os pesquisadores da cadeia de suprimentos reconhecem seu potencial. As implementações do *Blockchain* na prática estão ainda no estágio piloto, sem evidências de adoção em larga escala no *supply chain management* (WANG, 2019).

O *Blockchain* representa uma plataforma de capacidade tecnológica que potencialmente suporta todos os aplicativos da indústria. Suas áreas incluem cadeia de suprimentos, comércio nas indústrias manufatureira, alimentícia, farmacêutica, saúde e (SAGUY e SIROTINSKAYA, 2014).

5. MÉTODOS

Este estudo pode ser classificado, do ponto de vista da sua natureza, como aplicado, do ponto de vista de seus objetivos, como descritivo; do ponto de vista de como abordar o problema, como qualitativo e, do ponto de vista dos procedimentos técnicos, como revisão de literatura (MINAYO, 2017). Os principais procedimentos para a realização do estudo foram a revisão da literatura em materiais secundários e a análise bibliográfica. O propósito desses procedimentos foi reunir dados em relação às tecnologias digitais empregadas na mitigação do desperdício de alimentos. Os resultados foram analisados à luz das literaturas internacionais existentes.

Para tanto, neste artigo, foram considerados documentos publicados entre 2015 e abril de 2021, portanto, não foram considerados documentos publicados após este período. A análise foi feita seguindo os procedimentos de Bardin (1977), relacionados à análise categorial de conteúdo, que possui três passos principais: a) pré-análise; b) exploração do material; e, c) tratamento dos resultados, inferência e interpretação.

Em seguida, a categorização foi realizada *a priori,* o que pode possibilitar a leitura flutuante dos artigos selecionados. As categorias definidas para esta análise foram: i) Tecnologias digitais; ii) Principais iniciativas na mitigação dos resíduos na cadeia de suprimentos iii) Benefícios de práticas de tecnologias digitais nas cadeias de suprimentos.

Os critérios de seleção dos artigos selecionados abrangem a base de dados de *google* acadêmico, cujas palavras-chave contivessem em inglês "*Digital technology*" *AND "Food waste*" publicados de 2010 até 31 de junho de 2021.

6. APLICAÇÕES DAS TECNOLOGIAS IOT E BLOCKCHAIN NO GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS

Com uso de IoT e *Blockchain*, novo sistema de informações descentralizado pode se tornar uma inovação disruptiva que pode fornecer uma plataforma de informações para todos os membros da cadeia de suprimentos com base na abertura, transparência, neutralidade, confiabilidade e segurança (TIAN, 2018).

A coleta de resíduos por meio da IoT pode ser baseada no conceito de lixo conectado, como sensores instalados em lixeiras medindo seu nível de enchimento e / ou a composição dos resíduos. Atualmente, várias *startups* têm desenvolvido soluções para ajudar cidades e empresas a otimizar a coleta de diferentes fluxos de materiais. Um número crescente de *startups* está usando o *Blockchain* para tornar a coleta de lixo uma fonte de renda maior e viável. Esses jovens empresários normalmente têm como finalidade conter a poluição e combater a pobreza, ao mesmo tempo que auxiliam a integrar os catadores de rua aos sistemas de gestão de resíduos (*HELLO FUTURE*, 2021).

As *startups* buscam estimular esforços coletivos na redução dos desperdícios por meio de iniciativas baseadas em novas tecnologias digitais. Elas já recompensaram várias ações de triagem em países desenvolvidos. A ideia por trás é aumentar o valor dos esíduos, distribuindo *tokens* digitais sem intermediários por meio do *Blockchain* (*TERRADONA*, 2021).

As tecnologias digitais apresentam um papel crucial nas mudanças do mundo industrial e da sociedade, com destaque para internet, automação industrial, inteligência artificial, culminando com a revolução 4.0 nas indústrias. Elas favorecem inovações disruptivas desde o nível do modelo de negócio e gestão da cadeia de valor até soluções em termos operacionais, como a reciclagem. Em modelos de negócio, como virtualização e compartilhamento, elas são essenciais por permitir a entrega e o compartilhamento do valor, respectivamente, além de acesso a informações, como a rastreabilidade de materiais ao longo de múltiplos ciclos de uso. Por meio de uma plataforma de colaboração, as empresas podem estabelecer trocas de resíduos de recursos (CONFEDERAÇÃO NACIONAL DAS INDÚSTRIAS, 2018).

As tecnologias digitais vêm apoiando os esforços feitos em direção ao desenvolvimento sustentável. Com essas tecnologias, a coleta dos resíduos residenciais é feita por meio de caminhões monitorados por *GPS* e contêineres inteligentes que fornecem informações relativas ao enchimento ou peso. Esses dados são fornecidos em tempo real por uma infraestrutura de rede sem fio por meio de um sistema de *IoT* que pode armazená-los para processar e gerar rotas de coleta ideais (ION e GHEORGHE, 2014).

O Quadro 1 a seguir, apresenta as ferramentas digitais aplicadas no gerenciamento de resíduos.

Quadro 1. Exemplos de aplicativos de tecnologias digitais na gestão de resíduos

Comunicação	Coleção de resíduos	Processamentos internos
Websites	Veículos equipados de sensor	Faturamento
Aplicativo móvel	Planejamento de rota	Contabilidade
Integração em outros serviços	Planejamento de recurso	Controle
Aplicativo de mídia social do terceiro	Inventário de rastreio	Processamento de pedido
	Documentação	Documentação

Fonte: Berg & Sebestyén (2020).

O *Website* serve para apresentar informação geral sobre o serviço oferecido, preços, etc. Ele facilita o processo de contato com os serviços de reciclagem, fornecendo formulários de entrada adequados. Esses serviços mostram informações sobre a separação de resíduos, fornecem informações sobre estações de coleta pública e contêineres, oferecem serviços de lembrete caso a coleta está programada, providenciam informações sobre resíduos especiais, como resíduos perigosos e permitem a possibilidade de denunciar lixo ilegal (*INTERNATIONAL SOLID WASTE ASSOCIATION*, 2019).

O aplicativo móvel por sua vez, providencia informações em sites. Ele permite uma personalização de calendários individuais e eventos importantes. Além disso, os sensores integrados de dispositivos portáteis móveis favorecem a integração de dados, como posição ou o uso de funcionalidades como códigos QR, imagens. Ademais, ele fornece a comunicação *business-to-business* (B2B) por meio de documentação subsequente e tarefas de faturamento (*INTERNATIONAL SOLID WASTE ASSOCIATION*, 2019).

A integração em aplicativos ou sites existentes para serviços públicos reduz o número de diferentes pontos de acesso à informação e aumenta a comodidade para os cidadãos. Porém, as redes sociais

providenciam comunicações via *WhatsApp, Facebook, Twitter* ou *Instagram* (*INTERNATIONAL SOLID WASTE ASSOCIATION*, 2017).

As tecnologias digitais como *Blockchain*, e IoT remodelaram as operações de grande parte das empresas, aprimorando a colaboração e fomentando o desenvolvimento de novos modelos de negócios com a finalidade de melhorar o desempenho das empresas (CANE e PARRA, 2020).

A conectividade oferecida pelas tecnologias digitais promove a coordenação das organizações na cadeia de suprimentos de alimentos, melhorando informações, comunicações, conhecimentos e estratégias entre todos os pontos de contato com os clientes (STEVENS e JOHNSON, 2016).

As tecnologias digitais podem garantir a segurança alimentar nas cadeias de abastecimento alimentar evitando a superprodução de alimentos (CORALLO et al., 2020). Elas também podem ser benéficas para a sustentabilidade ambiental da própria cadeia, contribuindo na redução dos desperdícios e de gás de efeito estufa (GEE) (KAMBLE et al., 2020). Ademais, Ciulli et al. (2019) apontaram a importância das plataformas digitais na recuperação de excedentes de alimentos pelas organizações sociais e caritativas.

Por exemplo, *Walmart* e *Target,* varejistas de maior porte, por meio da tecnologia IoT coletam e analisam gastos do consumidor, preços, níveis de estoque, dados demográficos e meteorológicos para determinar a variedade de produtos a oferecer em lojas específicas, bem como para decidir o momento certo nas remarcações de preços (BRADLOW et al., 2017).

De acordo com as literaturas existentes, as tecnologias digitais se revelam como ferramentas de colaboração entre atores da cadeia de suprimentos e instrumentos de prevenção do desperdício de alimentos em toda a cadeia de abastecimento alimentar e nas empresas de grande porte (ANNOSI et al., 2021).

7. ESTUDOS DE CASO EM DIFERENTES PAÍSES DO MUNDO

Nesta seção, são apresentados estudos de caso que mostram como as tecnologias digitais são aplicadas em várias tarefas no setor de gestão de resíduos.

7.1. CASO DA CHINA

A China começou a usar a ferramenta *netBin* baseada em tecnologia IoT para detectar e facilitar a coleta dos resíduos. O monitoramento automático de lixeiras do *netBin* fornece avisos oportunos quando as lixeiras estão cheias, permitindo o planejamento inteligente de rotas para as coletas, garantindo que nenhuma visita seja desperdiçada (*FARSITE, 2020*).

O *netBin* é um sistema otimizado de monitoramento e coleta de lixo para cidades inteligentes. Ele é capaz de reduzir os custos em 30 a 40%. O aplicativo *netBin* é cheio de soluções refinadas e fáceis de usar para muitos dos desafios de gerenciamento de resíduos e reciclagem que enfrenta a sociedade todos os dias. O sistema de gerenciamento *netBin* é adequado para uma ampla gama de aplicações nas quais os contêineres são usados. O *netBin* funciona com base nos sensores como: *nPod, nTag, nLok, Hub, Collect* e *Analyzer* (ferramentas de relatório). O sensor de nível de preenchimento (*nPod*) controla o acesso a contêineres e é uma parte importante do sistema de gerenciamento *netBin* (*FARSITE*, 2020).

Com seis (6) meses de uso da tecnologia *netBin,* os custos de coleta nas cidades da China foram reduzidos em um mínimo de $84 por dia, o que reflete uma economia de $30.726 por ano para apenas 20 lixeiras (*FARSITE*, 2020). Tecnicamente, tudo o que usamos hoje pode ser reciclado, tornando a reciclagem uma opção viável. No entanto, ainda existem barreiras não técnicas a serem superadas (Tian, 2018).

7.2. CASO DA SUÉCIA

Na Suécia, 100% de desperdícios das residências são recuperados por um sistema de lixeiras conectado a uma rede de tubos subterrâneos. Um sensor detecta quando a lixeira está cheia, enviando os resíduos até locais de acumulação onde são separados e compactados para o reaproveitamento, compostagem e incineração (ANTENOR e SZIGETHY, 2020).

7.3. CASO DA FRANÇA

Na França, os serviços inteligentes estão revolucionando a gestão de resíduos nas cidades. As tecnologias digitais tornaram as operações de coletas e reciclagens de resíduos mais eficientes e inteligentes. Para apoiar as autoridades locais e empresas em suas operações de coleta e reciclagem, a *Veolia*, um gigante digital, projetou soluções inteligentes de coleta de resíduos baseadas na IoT, com a introdução de sensores eletrônicos e a automação gradual de equipamentos e processamentos (*VEOLIA*, 2021).

7.4. CASO DA NORUEGA

Na Noruega, a *startup Empower*, especializada no sistema de depósito de garrafas plásticas, criou um fundo, alimentado por patrocinadores dispostos a financiar operações de limpeza e que costumam pagar os participantes. Essa remuneração assume a forma de fichas, denominadas *Empower Coins*, emitidas pela *startup* para pagar a cada lote os resíduos depositados em ponto de coleta (*EMPOWER*, 2021).

Presente em mais de quinze países, a *Empower* organiza dezenas de operações de limpeza no mundo em cooperação com Organizações Não Governamentais (ONGs) e autoridades locais que recuperam os resíduos coletados e garantem que sejam devidamente reciclados (*EMPOWER*, 2021).

7.5. CASO DA COREIA DO SUL

Na Coreia do Sul, as lixeiras são movidas pela energia solar *Ecube Labs* que possui um compactador com força de compactação superior a 500 quilos, multiplicando a capacidade de armazenamento por 5. Também, as lixeiras contam com sistema de controle do nível de enchimento. Depois de depositados nos terminais pelos moradores, os resíduos chegam a um terminal de recuperação em uma velocidade de 70 km/h por meio de rede de canalizações subterrâneas onde circulam de forma alternada o resíduo doméstico e o resíduo separado. Um ventilador cria um fluxo de ar, transformando a rede em uma enorme mangueira de vácuo. O resíduo é compactado e armazenado em contêineres e depois são encaminhados para centrais de tratamento de resíduos. Já o ar que circula os resíduos é purificado para ser lançado na atmosfera. Adicionalmente, na Coreia do Sul, os chips de identificação por radiofrequência (*RFID*) são frequentemente usados para motivar os cidadãos a reduzir os resíduos gerados. Esses chips de rádio estão embutidos em cartões pessoais que os moradores usam para abrir lixeiras e registrar o peso dos resíduos que eles descartam. A população é faturada pelo peso registrado no chip e é motivada a reduzir os desperdícios dentro das cidades. (*BIOENABLE*, 2021).

7.6. CASO DO EQUADOR

Em Quito, cidade do Equador, a *Metropolitan Cleaning Company* desenvolveu um sistema de gerenciamento de dados central que rastreia rotas de coleta, gera relatórios sobre métricas de desempenho de serviço e permite que os moradores relatem infrações às regulamentações de resíduos (SAGASTI RHOR, 2016).

7.7. CASO DO JAPÃO

No Japão, um sistema central de dados conecta instalações de resíduos em todo o país a um sistema nacional de informações sobre resíduos. As medições de toxinas e emissões são relatadas em tempo real para o banco de dados central. Quaisquer problemas nas operações do equipamento acionam relatórios automáticos para o operador da usina para que as emergências possam ser tratadas imediatamente (KAJIHARA, 2017).

7.8. CASO DOS ESTADOS UNIDOS DAS AMÉRICAS

Nos EUA, nas cidades como *Roosevelt Island*, *New York City*, a coleta pneumática de resíduos foi instalada no subsolo para que os residentes em prédios altos pudessem colocar o resíduo em uma rampa em seus edifícios que seria sugado para dentro de um tubo, por meio de um vácuo, até um ponto central para tratamento e descarte (CHABAN e HUGHES, 2015).

7.9. NA ÍNDIA

I Got Garbage é um exemplo de aplicativo móvel na Índia que é usado pelas residências para solicitar serviços de coleta de lixo. Aplicativos móveis estão sendo implementados para auxiliar nos sistemas de coleta de resíduo urbano. Também, estão sendo usados para informar os moradores sobre cronogramas de coleta, diretrizes de separação de fontes e taxas (*I GOT GABARAGE*, 2021).

8. DESAFIOS FUTUROS PARA AS TECNOLOGIAS *BLOCKCHAIN* E IOT NAS CADEIAS DE SUPRIMENTOS

Galvez et al. (2018) identificaram alguns desafios a serem enfrentados ao tentar executar a rastreabilidade de alimentos nas cadeias de suprimentos por meio das tecnologias *Blockchain* e IoT. Ademais, de acordo com os dados da FAO (2013), um terço de alimentos no mundo está desperdiçado. O Quadro 2 abaixo, elenca os desafios apontados por Galvez et al. (2018), nas cadeias de abastecimento de alimentos.

Quadro 2. Desafios na cadeia de suprimentos de alimentos

Nº	Desafios	Características
1	Mudança nas preferências do consumidor	Os consumidores exigem acesso rápido às informações confiáveis e relevantes. Por outro lado, existe uma baixa confiança por parte dos consumidores.
2	Demandas sobrepostas e conflitantes dos reguladores	Existe diferentes regulamentações sobre alérgenos, oligoelementos, pesticidas etc. Também existe a fraude alimentar e a substituição do mercado por ganhos econômicos.
3	Falta de requisitos unificadores	Os sistemas internos das cadeias de suprimentos não fornecem resposta confiável e rápida para rastrear dados ao longo da cadeia alimentar. Ademais, será difícil analisar dados em formatos de tomada de decisão.
4	A rastreabilidade muda de acordo com o setor e o produto	Existem várias regras independentemente da cadeia de suprimentos.
5	Falta de registros	Há uma falta de legibilidade da documentação escrita, erro humano, dificuldades na seleção rápida dos produtos, capacidade de rastreamento e retorno lento.

Fonte: GALVEZ et al. (2018).

Sendo assim, é imprescindível, mais estudos na esfera de tecnologias digitais nas cadeias de suprimentos que possam converter todos os componentes valiosos presentes nos resíduos em produtos com valor agregado e reduzir a quantidade de resíduos que vão para aterros. Além de tecnologias digitais na redução dos desperdícios, as soluções de sustentabilidade da economia circular são necessárias para apoiar o fechamento dos ciclos de perda de nutrientes e promover os princípios de recuperação e reutilização para aumentar o valor dos materiais residuais (DORA et al., 2021).

No entanto, estudos relacionados à digitalização não deixem de forma clara a extensão da perda e desperdício de alimentos e seus aprimoramentos na digitalização. Nesse sentido, os profissionais da área precisam entender o tipo de uso de tecnologia a cada estágio da cadeia de suprimentos. Os acadêmicos precisam aprofundar mais no entendimento de qual é a ferramenta de digitalização mais eficaz e barata. Também, poucos pesquisadores investigaram as vantagens e/ou desvantagens do uso de tecnologias IoT, *Blockchain*, Big Data e Indústria 4.0 na redução dos desperdícios de alimentos (CHAUHAN et al., 2021). Adicionalmente, nenhum estudo considerou ainda a economia circular, a indústria 4.0 e a gestão inteligente de resíduos dos hospitais como grande quantidade de desperdício de algodão, de máscaras, de luvas, de propileno e de plásticos descartáveis que podem ser úteis e benéficos para o meio ambiente, a sociedade e a economia em termos de recuperação do material (CHAUHAN et al., 2021).

As barreiras e facilitadores por trás da adoção das tecnologias digitais em toda a cadeia de abastecimento de alimentos ainda são inexploradas de forma abrangente e pouco se sabe sobre o impacto da integração delas na cadeia de abastecimento, especialmente em termos do que elas trazem para as empresas e como elas moldam as práticas colaborativas entre os atores da cadeia de suprimentos (JABBOUR et al., 2020).

A adoção de tecnologias *Blockchain* exige a consideração de uma gama de fatores como institucional (normas e cultura), governamental, mercadológico, contrato e acordo, além do foco tecnológico da maioria dos estudos atuais. Embora a literatura acadêmica sobre o tópico esteja apenas começando a surgir, a maioria está focada nos aspectos técnicos da tecnologia e tende a negligenciar as complexidades organizacionais (JANSSEN et al., 2020).

Porém na IoT, a questão mais importante, que não é ainda abordada, está relacionada ao sistema de confiança comparativamente ao sistema de *Blockchain*, que apresenta mais confiança para as cadeias de suprimentos e não depende de nenhuma autoridade central (WANG, 2019).

9. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A gestão de resíduos constitui uma questão ambiental, de saúde pública e de desperdício de recursos. Ela é um grande desafio para os países desenvolvidos e em desenvolvimento. Porém, são necessárias mais pesquisas sobre tecnologias digitais nas cadeias de suprimentos, pois ainda estão em um estágio inicial. Esse estudo pode orientar pesquisas futuras sobre o tema.

A medida que a pesquisa sobre a tecnologia digital amadurece, os desafios citados acima neste estudo podem deixar de ser úteis. Este trabalho fornece uma discussão dos temas emergentes na literatura de gerenciamento dos resíduos de forma geral nas cadeias de suprimentos. Pode ser interessante realizar um estudo bibliométrico ou uma revisão sistemática de literatura que possam fornecer uma compreensão detalhada das redes recorrentes, tanto de pesquisadores quanto de países, que têm estado na vanguarda da análise do tema. Os autores esperam que o presente estudo sirva como uma base teórica para acadêmicos e profissionais da área.

REFERÊNCIAS

[1] ABDOLI, S. RFID application in municipal solid waste management system. Int. J. Environ. Res. v. 3, p. 447-454. 2009.

[2] ALLAM, Z. On smart contracts and organisational performance: A review of smart contracts through the blockchain technology. Review of Economic and Business Studies, v.11, ed. 2. p.137-156. 2018.

[3] ANNOSI, M. C.; BRUNETTA, F.; BIMBO, F.; KOSTOULA, M. Digitalization within food supply chains to prevent food waste. Drivers, barriers and collaboration practices. Industrial Marketing Management, v. 93, p. 208-220, 2021.

[4] ANTENOR, M., SZIGETHY, L. Resíduos sólidos urbanos no Brasil: desafios tecnológicos, políticos e econômicos. 2020. Disponível em: https://www.ipea.gov.br/cts/en/topics/217-residuos-solidos-urbanos-no-brasil-desafios-tecnologicos-politicos-e-economicos. Acesso em 18 Abr. 2021.

[5] ATZORI, L., IERA, A., MORABITO, G. The internet of Things: a survey. Comput. networks v.54, p.2787-2805. https://doi.org/10.1016/j.comnet.2010.05.010. (2010).

[6] BARDIN, L. L'analyse de contenu (No. Sirsi) a456144). 1977.

[7] BERG, H., SEBESTYÉN, J. Phillip Bendix (Wuppertal Institute), Kévin Le Blevennec (VITO), Karl Vrancken (VITO). 2020.

[8] BIOENABLE. Smart Bins for Smart City. 2020. Disponível em: < https://www.bioenabletech.com/smart-bins-for-smart-city.html >. Acesso em 18 Abr. 2021.

[9] BRADLOW, E. T.; GANGWAR, M.; KOPALLE, P.; VOLETI, S. The role of big data and predictive analytics in retailing. Journal of Retailing, v. 93, ed. 1, p. 79-95, 2017.

[10] BRESSANELLI, G.; ADRODEGARI, F.; PERONA, M.; SACCANI, N. Exploring how usage-focused business models enable circular economy through digital technologies. Sustainability, v.10, ed. 3, 639p. 2018.

[11] CANE, M; PARRA, C. Digital platforms: mapping the territory of new technologies to fight food waste. British Food Journal, v. 122, ed. 5. p.1647-1669. 2020.

[12] CARAGLIU, A.; DEL BO, C.; NIJKAMP, P. Smart cities in Europe. Urban Technol. v.18, p.65-82. https://doi.org/10.1080/10630732.2011.601117. 2011.

[13] CHABAN. M. Garbage Collection, without the Noise or the Smell. New York Times. 2015. Disponível em: < https://www.nytimes.com/2015/08/04/nyregion/garbage-collection-without-the-noise-or-the-smell.html >. Acesso em 17 mar. 2020.

[14] CHAUHAN, C.; DHIR, A.; AKRAM, M. U.; SALO, J. Food loss and waste in food supply chains. A systematic literature review and framework development approach. Journal of Cleaner Production, p.126-438. 2021.

[15] CHAUHAN, A.; JAKHAR, S. K.; CHAUHAN, C. The interplay of circular economy with industry 4.0 enabled smart city drivers of healthcare waste disposal. Journal of cleaner production, v.279, p.123-854. 2021.

[16] CIULLI, F.; KOLK, A.; BOE-LILLEGRAVEN, S. Circularity brokers: digital platform organizations and waste recovery in food supply chains. Journal of Business Ethics, v. 167, ed. 2, p.299-331, 2020.

[17] CONFEDERAÇÃO NACIONAL DA INDÚSTRIA (CNI). Economia circular oportunidades e desafios para a indústria brasileira. 2018. Disponível em: < https://www.portaldaindustria.com.br/publicacoes/2018/4/economia-circular-oportunidades-e-desafios-para-industria-brasileira/ >. Acesso em 24 fev. 2020.

[18] CORALLO, A.; LATINO, M. E.; MENEGOLI, M.; STRIANI, F. What factors impact on technological traceability systems diffusion in the agrifood industry? An Italian survey. Journal of Rural Studies, v. 75, p.30-47, 2020.

[19] DORA, M.; BISWAS, S.; CHOUDHARY, S.; NAYAK, R.; IRANI, Z. A system-wide interdisciplinary conceptual framework for food loss and waste mitigation strategies in the supply chain. Industrial Marketing Management, v.93, p.492-508. 2021.

[20] EMPOWER TEAMS. Tokenizing plastic waste. 2019. Disponível em < https://medium.com/empowerplastic/tokenizing-plastic-waste-46d5e597ba67>. Acesso em 18 Abr. 2021.

[21] FAIRTRADE INTERNATIONAL. Monitoring the Scope and Benefits of Fairtrade Monitoring Report 9th Edn. 2018. Disponível em: < https://www.fairtrade.net/fileadmin/user_upload/content/FairtradeMonitoringReport_9thEdition_lores.pdf. >. Acesso em 28 Mar. 2019.

[22] FARSITE. Smart Iot Solutions. (2020). Disponível em: <https://iot.farsite.com/>. Acesso em 18 Abr. 2021.

[23] FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. La Situation Mondiale de l'Alimentation et de l'Agriculture. 2013. Disponível em:< http://www.fao.org/3/i3301f/i3301f.pdf. >. Acesso em 24 fev. 2020.

[24] FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. COVID-19 and the risk to food supply chains: How to respond? Rome. 2020. Disponível em: https://doi.org/10.4060/ca8388en.

[25] GALVEZ, J. F.; MEJUTO, J. C.; SIMAL-GANDARA, J. Future challenges on the use of blockchain for food traceability analysis. TrAC Trends in Analytical Chemistry, v.107, p. 222-232. 2018.

[26] GHOSH, J. The Blockchain: Opportunities for Research in Information Systems and Information Technology. 2019.

[27] HARVEY, C. J.; GARFIELD, N.; WILLIAMS, G. D.; TOLIMIERI, N.; SCHROEDER, I.; ANDREWS, K. S.; ZEMAN, S. Ecosystem status report of the california current for 2019: a summary of ecosystem indicators compiled by the california current integrated ecosystem assessment team (CCIEA). 2019.

[28] HELLO FUTURE. Blockchain: passé, présent, future. 2018. Disponível em:<https://hellofuture.orange.com/fr/blockchain-passe-present-futur/>. Acesso em 18 Abr. 2021.

[29] HENZ, P. Business Ethics 4.0@ Steel Industry. Steel Times International, v.42, ed. 2, p.22-26. 2018. Disponível em: < https://www.isb-global.com/cloud-computing/cloud-computing-services/ >. Acesso em 12 Fev. 2020.

[30] I GOT GARBAGE. Technology that is powering a garbage revolution. 2020. Disponível em : <https://www.igotgarbage.com/>. Acesso em 18 Abr. 2021.

[31] ION, I.; GHEORGHE, F. F. The innovator role of technologies in waste management towards the sustainable development. Procedia Economics and Finance, v.8, p.420-428. 2014.

[32] INTERNATIONAL SOLID WASTE ASSOCIATION (ISWA). The Impact of the 4th Industrial Revolution on the Waste Management Sector. 2017.

[33] INTERNATIONAL SOLID WASTE ASSOCIATION (ISWA). International Solid Waste Association. How Industry 4.0 transforms the waste sector. ISB Global Ltd. Cloud Computing Services. 2019.

[34] JABBOUR, A. B.; JABBOUR, C.; HINGLEY, M.; VILALTA-PERDOMO, E.; RAMSDEN, G.; TWIGG, D. Sustainability of supply chains in the wake of the coronavirus (COVID-19/SARS-CoV-2) pandemic: lessons and trends. Modern Supply Chain Research and Applications, 2020.

[35] JAGTAP, N. S.; WAGH, R. V.; CHATLI, M. K.; MALAV, O. P.; KUMAR, P.; MEHTA, N. Functional goat meat nuggets fortified with novel bioactive Carica papaya L. and Origanum vulgare extracts and storage stability thereof. Nutrition & Food Science. 2019.

[36] JANSSEN, M.; WEERAKKODY, V.; ISMAGILOVA, E.; SIVARAJAH, U.; IRANI, Z. A framework for analysing blockchain technology adoption: Integrating institutional, market and technical factors. International Journal of Information Management, v.50, p.302-309. 2020.

[37] JOURNÉE MONDIALE DE L'HABITAT. Technologies de pointe comme outils innovants de transformation des déchets en richesse. 2019. Disponível em:< https://urbanoctober.unhabitat.org/sites/default/files/201909/WHD%20Concept%20Note_FR.pdf >. Acesso em 15 Abr. 2021.

[38] KAMBLE, S.; GUNASEKARAN, A.; ARHA, H. Understanding the Blockchain technology adoption in supply chains-Indian context. International Journal of Production Research, v.57, ed. 7, p.2009-2033. 2019.

[39] KAMBLE, S. S.; GUNASEKARAN, A.; GHADGE, A.; RAUT, R. A performance measurement system for industry 4.0 enabled smart manufacturing system in SMMEs-A review and empirical investigation. International Journal of Production Economics, v. 229, p.107853, 2020.

[40] KAJIHARA, H. Introduction to the Municipal Waste Administration. Presented at the Solid Waste Management Technical Deep Dive in Tokyo, Japan, March. 2017.

[41] KAZA, S; BHADA-TATA, P. Decision Maker's Guides for Solid Waste Management Technologies. World Bank Urban Development Series, World Bank, Washington, DC. 2018.

[42] KAZA, S.; YAO, L.; BHADA-TATA, P.; VAN WOERDEN, F. What a waste 2.0: a global snapshot of solid waste management to 2050. World Bank Publications. 2018.

[43] LACY P.; RUTQVIST J. Des déchets à la richesse: les avantages de l'économie circulaire. Paris: MA Éditions-ESKA, 304 p. 2016.

[44] MINAYO, M. C. Amostragem e saturação em pesquisa qualitativa: consensos e controvérsias. Revista pesquisa qualitativa, v. 5, ed. 7, p. 1-12, 2017.

[45] NOFER, M.; GOMBER, P.; HINZ, O.; SCHIERECK, D. Blockchain. Business & Information Systems Engineering, v.59. ed. 3, p.183-187. 2017.

[46] RYMASZEWSKA, A.; HELO, P.; GUNASEKARAN, A. IoT powered servitization of manufacturing an exploratory case study. International Journal of Production Economics, v.192, p.92-105. 2017.

[47] SAGASTI RHOR, C. Waste Collection IT Systems for Waste Management. Case: Quito EMASEO. World Bank event "Citizen Engagement & ICT in Solid Waste Management," Washington, DC, February, 18p. 2016.

[48] SAGUY, I. S.; SIROTINSKAYA, V. Challenges in exploiting open innovation's full potential in the food industry with a focus on small and medium enterprises (SMEs). Trends in Food Science & Technology, v. 38. ed. 2, p.136-148. 2014.

[49] SARI, K. Exploring the impacts of radio frequency identification (RFID) technology on supply chain performance. European Journal of Operational Research, v. 207. ed.1, p.174-183. 2010.

[50] SINGH, A., SHUKLA, N., & MISHRA, N. Social media data analytics to improve supply chain management in food industries. Transportation Research Part E: Logistics and Transportation Review, 114, p.398-415. 2018.

[51] STEVENS, G. C.; JOHNSON, M. Integrating the supply chain… 25 years on. International Journal of Physical Distribution & Logistics Management, v. 46, ed.1, p.19–42. 2016.

[52] SWAN, M. Blockchain: Blueprint for a new economy. " O'Reilly Media, Inc." 2015.

[53] TERRADONA. (2018). Cliiink à Lens Liévin: les premiers feux sont au vert! Disponível em:<https://terradona.com/2018/12/21/cliiink-a-lens-lievin-les-premiers-feux-sont-au-vert/ >. Acesso em 18 Abr. 2021.

[54] TIAN, F. An information system for food safety monitoring in supply chains based on HACCP, blockchain and internet of things (Doctoral dissertation, WU Vienna University of Economics and Business). 2018.

[55] VEOLIA. Digital technology improving waste collection. 2020. Disponível em: < https://www.veolia.com/en/solution/digital-technology-waste-collection >. Acesso em 18 Abr. 2021.

[56] WANG, Y.; SUN, Y.; LIU, Z.; SARMA, S. E.; BRONSTEIN, M. M.; SOLOMON, J. M. Dynamic graph cnn for learning on point clouds. ACM Transactions on Graphics (TOG), v. 38. ed. 5, p.1-12. 2019.

[57] WHITMORE, A.; AGARWAL, A.; DA XU, L. The Internet of Things: a survey of topics and trends. Inf. Syst. Front, v.17, p.261-274. https://doi.org/10.1007/s10796-014-9489-2. 2015.

Capítulo 11

Avaliação da Gestão Ambiental Pública dos municípios de Rondônia

Alexandre de Freitas Carneiro
José Arilson de Souza
Alex Fabiano Bertollo Santana

Resumo: O objetivo deste estudo é analisar a eficiência dos recursos públicos aplicados na função de despesa com Gestão Ambiental pelos municípios de Rondônia. A população caracterizou-se pelo censo, pois todos os 52 municípios foram analisados. O preparo metodológico foi pela abordagem quantitativa, com a utilização da modelagem Análise Envoltória de Dados (DEA), modelo CCR orientado a outputs. Os resultados mostraram que a maior parte dos municípios que aplicaram recursos na função foram classificados como "Ineficiência Forte", com um percentual aproximado de 86%. Mais da metade não aplicou recursos. Aqueles que apresentaram nível máximo (benchmarkings) foram Espigão do Oeste, Primavera de Rondônia, Teixeirópolis e Vale do Anari. A capital Porto Velho, que tem o maior orçamento geral, ficou no último lugar do ranking. Não são os maiores municípios e os maiores gastos que são os mais eficientes. Não se verificou correlação entre os Gastos ambientais e o Desempenho Ambiental do Produto Interno Bruto (PIB). Os resultados destacaram uma maior necessidade de revisão das práticas de gestão na aplicação dos recursos ambientais.

Palavras-chave: Gasto público; Gestão ambiental pública; Municípios; Rondônia.

1. INTRODUÇÃO

De forma recorrente se assiste na mídia e de uma forma geral, as denúncias contra a gestão pública sobre corrupção, desvios de recursos, desperdícios e ineficiência. Como consequência foi incluída na lei maior do país, na atual Constituição Federal de 1988, pela Emenda Constitucional n°. 19/1998, o princípio da eficiência no artigo 37 (Brasil, 1988).

Em relação à despesa pública, o "governo deve se inspirar no princípio da máxima vantagem social, ao se orientar em como obter o máximo de eficiência e de conveniência social com o mínimo de sacrifício pecuniário correspondente" (Baleeiro et al., 2015, p. 88). Estabelecer o objetivo da eficiência na gestão pública deve ser considerada decisão estratégica para reduzir o déficit de atendimento dos diversos bens e serviços de governo (Zoghbi, 2016).

A contabilidade governamental pode auxiliar com modelos de prestação de contas, tendo como objetivo diminuir a assimetria informacional e produzir melhoras na eficiência (Slomski, 2007). Novos modelos de avaliação de políticas públicas, bem como da correta aplicação de recursos públicos, considerando sua escassez, principalmente em períodos de crise econômica, devem ser objetos de análises recorrentes.

Existem diversos tipos de eficiência de acordo com Ferreira e Gomes (2012), e entre elas há a eficiência técnica, que se adequa à presente pesquisa, pois se refere ao menor uso de recursos possíveis, ou seja, é buscar a eficiência através da minimização de recursos, fazer mais com menos, chegar no objetivo traçado com uma quantidade baixa de meios utilizados para o alcance de metas. Isto significa que a eficiência é a capacidade de fazer certo as coisas, de minimizar a relação insumos/produtos, ou seja, visa assegurar a otimização da utilização dos recursos e, portanto, relaciona-se com os meios, e não com os fins (Peña, 2008).

No estudo recente de Borinelli et al. (2017) foi concluído pela baixa participação orçamentária, heterogeneidade e o declínio dos gastos ambientais dos estados brasileiros no período estudado entre 2002 e 2012, e, em outro estudo anterior, especificamente no estado do Paraná, Borinelli et al. (2011) verificaram o declínio em décadas no gasto na função de governo com Gestão Ambiental, e que o corte de gasto nesta função é bem superior ao corte do orçamento total. Torna-se oportuno estudos no âmbito municipal.

Considerando a Gestão Ambiental como uma das 28 funções de despesa orçamentária governamental e o princípio da eficiência na gestão pública, justificam-se novos estudos pelo fato de as discussões sobre o orçamento público e seus desdobramentos ambientais precisar vencer uma primeira batalha que é a sua inserção na agenda de prioridades de instituições como o Tribunais de Contas e o Ministério Público, movimentos ambientais, mídia, partidos e universidades (Borinelli et al., 2016). A devida utilização dos recursos destinados aos serviços, por mínimo que sejam, devem ser aplicados de forma eficiente para garantir a qualidade de vida à população.

Nesse contexto, e como base na teoria da gestão social e da corrente do neoinstitucionalismo, o objetivo deste estudo é analisar a eficiência dos recursos públicos aplicados na função de despesa com Gestão Ambiental pelos municípios do Estado de Rondônia.

O estudo contribui para gestores, controladores, e conselheiros gestores de políticas públicas ambientais e para a sociedade em geral, com vistas à instrumentalização do controle social.

2. GESTÃO AMBIENTAL PÚBLICA

O Estatuto da Cidade, Lei Federal nº. 10.257/2001, estabelece as diretrizes gerais que devem nortear a política urbana, introduz conceitos de sustentabilidade ambiental, de gestão democrática por meio da participação popular e do estabelecimento de algumas normas específicas. Carvalho (2008, p. 68) realiza uma reflexão sobre esta Lei: "[...] trouxe uma nova abordagem para lidar com as questões sociourbanas, facilitando a criação de fóruns de discussão e debate para o futuro das cidades brasileiras e a viabilização de que este seja ambientalmente sustentável". Tal instrumento trouxe responsabilidades maiores para os municípios.

Gestão ambiental pública, para Barbieri (2012), é a ação do poder público conduzida segundo uma política pública ambiental. Então, gestão ambiental não deve ser somente preocupação empresarial, e o poder público não deve apenas se ater às leis. É o entendimento também de Rêgo et al. (2011), pois explicam que as organizações públicas têm a necessidade e o dever de nortear, regular e administrar o meio ambiente enquanto patrimônio público, assumindo a responsabilidade na busca do desenvolvimento sustentável.

Na Constituição Federal (Brasil, 1988, artigo 225) está explícito o dever, imposto ao poder público e à sociedade, de defender e preservar o meio ambiente e realizar estudos sobre impacto ambiental para a instalação de quaisquer atividades que venham causar significativa degradação ao meio ambiente.

Seiffert (2014) reporta ao documento "Cidades Sustentáveis" do Ministério do Meio Ambiente sobre formulação e implementação de políticas compatíveis com os princípios de desenvolvimento sustentável definidos na Agenda 21. Segundo esta autora, são quatro estratégias de sustentabilidade urbana, mas duas estão ligadas ao Plano Diretor para os municípios:

1. aperfeiçoar a regulação do uso e da ocupação do solo urbano e promover o ordenamento do território, contribuindo para a melhoria das condições de vida da população, considerando a promoção da equidade, eficiência e qualidade ambiental;
2. promover o desenvolvimento institucional e o fortalecimento da capacidade de planejamento e gestão democrática da cidade, incorporando no processo a dimensão ambiental urbana e assegurando a efetiva participação da sociedade (Seiffert, 2014, p. 119).

A literatura revela que, segundo Leandro et al. (2015), a despeito dos esforços do governo brasileiro para a promoção da gestão ambiental, são necessários estudos aprofundados sobre as questões que envolvem a gestão na perspectiva socioambiental, pois os interesses governamentais, sociais e corporativos globais estão cada vez mais focados no meio ambiente como recurso estratégico.

Na contabilidade orçamentária pública brasileira existem algumas classificações para as despesas, e, entre elas, destacam-se as Funcionais, definidas pela Portaria n°. 42/99, obrigatórias a partir do ano de 2000 (Brasil, 1999), divididas em Função e Subfunção. A Função, no total de 28, se refere ao objetivo geral do setor, como por exemplo a Função Gestão Ambiental – 18. Já a Subfunção são fragmentações da função, ou seja, órgãos ou programas ligados direta ou indiretamente à Função. Por meio dessa classificação, é possível identificar a destinação de recursos aplicados pelos entes da federação. As Subfunçóes relacionadas à Função Gestão Ambiental estão descritas na tabela 1.

Tabela 1 - Funções e Subfunções Ambientais Públicas

Função	Subfunção
18 – Gestão Ambiental	541 – Preservação e Conservação Ambiental
	542 – Controle Ambiental
	543 – Recuperação de Áreas Degradadas
	544 – Recursos Hídricos
	545 – Meteorologia

Fonte: Brasil, Portaria MOG nº 42, de 14 de abril de 1999.

Para estudos dos gastos ambientais públicos, algumas variáveis socioeconômicas são descritas quadro 1, para efeito da modelagem DEA da pesquisa.

Quadro 1 – Variáveis socioeconômicas em estudos de gastos ambientais públicos

Variáveis	Definição
Despesa Geral	Soma de todas as despesas anuais dos municípios, ou seja, é a soma de todas as funções (despesas orçamentárias empenhadas).
Renda per capta	Divisão do índice de riqueza municipal pelo número de habitantes.
Produto Interno Bruto - PIB	Indicador econômico. Riqueza gerada pelo ente público em dado exercício.
Despesa per capta	Divisão dos gastos pelo número de habitantes.
Desempenho Verde	Relação quociente dos valores referentes às despesas totais e os gastos em gestão ambiental.
Desempenho Ambiental do PIB	Relação do PIB dos municípios pesquisados com os seus gastos realizados em gestão ambiental.
Gestão Ambiental por Área	Relação entre o total gasto com gestão ambiental em relação à extensão dos municípios.
Gestão Ambiental por Habitante	Relação entre o total gasto com gestão ambiental em relação ao quanto tem sido investido em meio ambiente por cada morador da cidade.
Densidade Demográfica	Razão entre a população e a área do território do respectivo ente público.

Fonte: elaborado a partir de Pereira e Figueiredo Neto (2018).

3. GESTÃO SOCIAL E NEOINSTITUCIONALISMO

O movimento *New Public Management* (NPM) ou Nova Gestão Pública pressupõe a transferência ao setor público a noção de eficiência do setor privado (Engida e Bardill, 2013), e essa eficiência se dá a partir da conjunção de aperfeiçoamento da gestão nas organizações, formas de melhorias e medidas de avaliação com objetivos visíveis e bem definidos, concentração no controle e nos resultado, separação das grandes unidades do setor público, introdução da competição no setor público, uso de práticas de administração do setor privado, foco na disciplina e na utilização dos recursos (Hood, 1991).

No entanto, para Cançado et al. (2015) tal movimento não é consenso na literatura de que seja uma teoria, mas evoluiu para o que se denomina Gestão Social, que incorpora para além da eficiência, uma maior transparência, participação e emancipação social. Estes autores submeteram a gestão social ao crivo da demarcação científica e a consideram como processo que se fundamentam teoricamente em três grandes categorias: interesse público, esfera pública e emancipação social.

A corrente de pensamento neoinstitucionalista busca "a construção de uma visão mais elaborada acerca das formas pelas quais as instituições moldam a vida social. Busca mostrar que a organização da vida política e do ambiente social ocorre através das instituições" (Rocha, 2004, p. 3-5). Essa concepção filosófica relativa ao presente estudo é pós-positivista que representa uma forma tradicional de pesquisa e mais válida para estudos quantitativos (Creswell, 2010). Nesta corrente de pensamento, os estudiosos têm necessidade de identificar e de avaliar as causas que influenciam resultados, e é fundamental para eles o desenvolvimento de medidas numéricas de observações (Creswell, 2010).

Para Rocha (2004), na escolha racional [Importa mensurar e estudar a eficiência no uso da racionalidade], os institucionalistas estabelecem uma série de modelos de interação estratégica entre os atores envolvidos (Rocha, 2004). Atualmente, não se discute que o modelo neoinstitucional é fundamental para o estudo de políticas públicas e que o mesmo contempla fatores de grande poder explicativo para o entendimento de processos e tomadas de decisões públicas, bem como mostra-se um instrumento bastante adequado para estudos empíricos quantitativos (Rocha, 2004).

Os fatores importantes do neoinstitucionalismo são, além dos custos de transação, que se convertem no norte da teoria, o contrato, os ativos específicos e a integração vertical, como modo de gestar em busca de **eficiência nos processos** (Fuentes, 2017, grifo nosso). O neoinstitucionalismo deve, hoje, lidar com a análises econômicas, políticas e sociais e realidades comparativas entre as organizações, considerando o indivíduo como um de seus elementos relevantes de análise sem esquecer a sua interação com os outros (Fuentes, 2017). O agente público usa a governança para estabelecer métodos de gestão eficazes para reduzir os custos de transação, adaptar a empresa às mudanças de mercado e reduzir a incerteza (Fuentes, 2017). Essa eficiência econômica (*cost effectiveness*) no setor público pode ser medida pela relação entre os insumos e os resultados em cada setor (Maximiano e Nohara, 2020).

De forma esquemática, são apresentados os conceitos e noções, o aporte ou o arcabouço teórico neoinstitucional apresentados por Rocha (2004, p. 3-4, 8):

- Organização da vida política: adoção de mecanismos que proporcionam a estabilidade das decisões sociais, isto é, mecanismos que reduzem a incerteza do ambiente social e possibilitam aos diversos atores a construção de expectativas de comportamento por parte dos demais. Os neoinstitucionalistas buscam mostrar que a organização da vida política e do ambiente social ocorre através das instituições.

- Instituições: as "regras do jogo" numa sociedade. Incluem constrangimento que os seres humanos impõem para moldar a interação entre eles e podem ser formais (regras, normas, leis, tipicamente escritas) ou informais (convenções, códigos de conduta, valores, símbolos, tipicamente não-escritos). A matriz institucional estrutura os incentivos e as condições para efetivação das trocas, sejam elas políticas, econômicas ou sociais.

- Mudança institucional: processo gradual e contínuo pelo qual as instituições evoluem e sobrem alterações e, pelo qual os arranjos institucionais anteriores deixam de estar em vigor, sendo substituídos por um novo conjunto de regras e procedimentos.

- Dependência da trajetória: associado ao novo institucionalismo histórico, mostra que as instituições se desenvolvem ao longo da história. Elemento explicativo da mudança institucional. Representa uma conexão entre os processos de tomada de decisão ao longo do tempo.

- Custos de transação: têm raízes na tradição econômico-política do novo institucionalismo. São aqueles custos associados a todas as etapas envolvidas na efetivação de uma troca ou intercâmbio entre duas partes. Incluem os custos dos recursos utilizados para criação, manutenção, utilização, alteração de instituições e organizações.

- Política Pública: acordo ou troca. As partes envolvidas serão o poder público e os cidadãos. Os objetos de troca serão, do lado do cidadão, a contribuição tributária e mais alguns recursos por ele despendidos (por exemplo, a sua participação), e do lado do poder público, o conjunto da ação governamental.

- Exemplo: Orçamento Participativo de Belo Horizonte. 1) a Prefeitura de Belo Horizonte abre mão do seu direito ou competência constitucional de produzir reservadamente todo o orçamento municipal, concedendo parte dele à decisão popular. Por sua vez, a participação popular atua para a prefeitura como uma forma de diagnóstico de demandas e necessidades, além de gerar a co-responsabilização dos participantes pelos resultados de tal atuação política, e de incrementar as bases de legitimidade do governo; 2) a contribui com seu envolvimento no processo orçamentário, uma vez que através da participação poderá defender e definir diretamente suas necessidades e prioridades.

Os Conselheiros Gestores de Políticas Públicas Ambientais dos municípios devem participar das políticas públicas de meio ambiente local, tanto na formulação como na avaliação, pela análise da eficiência e efetivação das mesmas, no intuito de provocar mudança (evolução, desenvolvimento) institucional. Devem propor e avaliar o Orçamento Verde.

Para Maximiano e Nohara (2020, p. 150), "A integração participativa dos cidadãos nos conselhos é um fator que contribui para a democracia. A interlocução comunitária feita com a participação do munícipe permite que as políticas públicas atinjam maior grau de legitimidade, o que lhes acrescenta também efetividade".

Uma síntese sobre as principais abordagens teóricas de políticas públicas a partir da literatura internacional elaborada por Farah (2018) consta no quadro 2. Entre elas, se inclui a do neoinstitucionalismo. A autora destaca que as inflexões sobre as abordagens foram elaboradas de forma sintética e panorâmica, sem a pretensão de ser exaustiva.

Quadro 2 - Teorias de política pública

Abordagens teóricas	Aspectos centrais das teorias
Racional-positivista	• Problema como fato a ser apreendido pelo pesquisador a partir de procedimentos científicos. • Comparação exaustiva de alternativas, com base em análise de custo-benefício. • Ciclo de política pública como uma sucessão lógica e cronológica de etapas. • A formulação (decisão) considerada a etapa fundamental do processo, da qual decorre a implementação (abordagem *top down* da implementação). • A política escolhida é vista como "a" melhor alternativa.
Racionalidade limitada	• Existência de limitações informacionais e cognitivas na definição do problema e no estudo de alternativas. • A política escolhida é a melhor diante das informações disponíveis e da capacidade de processamento de informações no estudo de alternativas.
Incrementalismo e Teoria do Ótimo Normativo	• Influência de fatores políticos e de valores no estudo de alternativas. • Limitações de tempo e de recurso dificultam o estudo exaustivo de alternativas. • As comparações se dão como um processo sucessivo e limitado. • A alternativa é escolhida com base em um processo de tentativa e erro. • O processo de formulação é incremental. • A alternativa é a possível (inclusive considerando fatores políticos) e não "a melhor" e ótima. • Influência de fatores extrarracionais.
Garbage Can	• Inversão da sequência problema-solução. • Diante de limitações das capacidades estatais, os gestores escolhem o problema a ser "resolvido". • Soluções desenvolvidas anteriormente são buscadas numa "lata de lixo" para solucionar o problema escolhido.
Neoinstitucionalismo: • Escolha racional • Sociológico • Histórico	• Os atores que tomam a decisão (formuladores) • – selecionando a alternativa a ser adotada – são condicionados por instituições formais e informais (regras, incentivos ...).
Abordagem cognitiva e ênfase a ideias • Minimalista • Moderada • Maximalista (interpretativista e argumentativa)	• Destaca o papel de ideias e valores na definição do problema e na escolha de alternativas. • Quadros interpretativos, referenciais ou *frames* estruturam a forma com que o ator percebe o mundo (e o problema público) , servindo de referência para a análise e para a ação. • A política pública não é vista apenas como resposta a um problema público. • A própria política pública participa da construção de um quadro interpretativo que orienta as ações dos que tomam decisão. • Questiona a visão de ciclo e a abordagem "tecnocrática" do processo de política pública (racional-positivista). • Destaca a existência de controvérsias a respeito do "problema público". • Enfatiza a complexidade do problema público. • Defesa da proximidade entre análise e prática e do compromisso e à deliberação baseada na argumentação.
Teorias sobre formação da agenda	• Questionamento da concepção do problema público como um fato a ser apreendido pelo analista. • A definição do problema é influenciada por ideias e valores. • A própria definição do problema é objeto de disputa política.
Diversas teorias contemporâneas	• Reconhecimento da ampliação do lócus da produção de políticas – para além do Estado/governo. • Análise passa a incluir diversos atores que participam da formação da agenda, da formulação e da implementação das políticas (atores estatais e não estatais). • Análise considera a participação de diversos níveis de governo nas políticas públicas. • Mobilização de conceitos e abordagens que incorporam essas mudanças: rede, comunidade de política, comunidade epistêmica, *advocacy coalition*, entre outros. • Análise do processo de política pública em situações de mudança. • Desenvolvimento do conceito de governança e de governança multinível. • Estudos sobre coordenação federativa e relações intergovernamentais.

Fonte: Farah, 2018, p. 64-66, grifo nosso.

Farah (2018) menciona ainda outra abordagem teórica além desse contexto, que se trata da "Teoria Ator-Rede", a qual abarca a noção de rede, adequada a uma realidade não apenas complexa, mas múltipla.

4. METODOLOGIA

4.1. CARACTERIZAÇÃO METODOLÓGICA

A abordagem da pesquisa é quantitativa (empirismo). Segundo Martins e Theóphilo (2016), o empirismo consagrou a mensuração quantitativa aliada à observação empírica e ao teste experimental como critérios de cientificidade. Estes metodólogos esclarecem ainda que a pesquisa de avaliação é uma estratégia de investigação aplicada na avaliação de programas, projetos, políticas, etc. Este estudo foi desenvolvido com base no método empírico-analítico (arquivo/empirista – banco de dados), que corresponde à utilização de técnica de coleta, tratamento e análise de dados com métricas quantitativas.

4.2. POPULAÇÃO E COLETA DE DADOS

Pesquisa caracterizada por um censo, pois foram pesquisados todos os 52 municípios do Estado de Rondônia, ou seja, toda a população.

A coleta de dados se caracteriza como documental, tendo em vista que, a construção da base de dados utilizados na obtenção dos *inputs e outputs* adequados para a análise foi a partir de documentos contábeis publicados nos *websites* governamentais.

Para o método da Análise Envoltória de Dados, os *inputs* e os *outputs* foram coletados na plataforma da Secretaria do Tesouro nacional (STN), via FINBRA – Dados Contábeis dos Municípios, de 2018. Outros dados como o PIB municipal (2017), população habitante (2015) e área em km^2 (2018) foram coletados dos sítios do Cidades IBGE e do Governo do Estado de Rondônia.

4.3. *DATA ENVELOPMENT ANALYSIS* (DEA)

A análise dos dados foi realizada pela modelagem Análise de Envoltória de Dados que é definida como uma técnica para medir a eficiência de desempenho das unidades organizacionais, denominadas Unidades Tomadoras de Decisão (DMU), que arrola múltiplos *inputs* e *outputs* na avaliação da eficiência de uma DMU e contempla os *inputs* (insumos ou recursos), os *outputs* (produtos) e a fronteira de produção, que é definida a partir da quantia máxima de *outputs* que podem ser obtidos dados os *inputs* utilizados; e sua função é basear-se em modelos matemáticos não paramétricos (Ferreira e Gomes, 2012). Nesta pesquisa, as DMU's são representadas pelos municípios de Rondônia.

Quanto aos *inputs* e *outputs*, Ramanathan (2003 p. 174) diz que "normalmente, os *inputs* são definidos como recursos utilizados pelas DMU's ou condições que afetam o desempenho das mesmas, enquanto que os *outputs* são os benefícios gerados como resultado da operação das DMU's".

Para a utilização desse método é importante que se relacione as definições de eficácia, eficiência e produtividade. A principio define-se eficácia como sendo o dom de se alcançar os resultados desejados das metas traçadas sem se preocupar com os recursos utilizados; a produtividade como a forma que se utiliza as matérias-primas, ou seja, a razão entre o que se é produzido pelo o que foi gasto com a produção; e, a eficiência que significa produzir a mesma quantidade de um bem com menos insumos ou produzir mais com o mesmo número de insumos (Ferreira e Gomes, 2012).

Para a aplicação da DEA, segundo a orientação de Peña (2008), exige-se uma sequência de passos ou etapas, como: 1) Seleção das unidades produtivas (DMU's); 2) Seleção das variáveis (*inputs* e *outputs*); 3) Aplicação dos modelos DEA, com utilização de *softwares* disponíveis. Nesta terceira e última etapa definem-se a orientação (*inputs* ou *outputs*) e o tipo de modelo, CCR ou BCC. Após selecionadas as DMU's e as variáveis (*inputs* e *outputs*), define-se orientação e o tipo de modelo, conforme o caso.

Para o presente estudo, foi estudada a melhor forma de aplicação da modelagem e, pelas orientação de Peña (2008) e leituras prévias (Almeida, 2010; Pereira e Figueiredo Neto, 2018), obteve-se a configuração com base no quadro 3. Os períodos considerados foram os dados contábeis e de indicadores governamentais publicados mais recentes e disponíveis.

Quadro 3 – Modelagem DEA da pesquisa

Modelagem	Descrição
Seleção das DMU	52 Municípios de Rondônia
Variáveis *Inputs*	Gamb - Gastos Ambientais - Função de Despesa Gestão Ambiental 18
Variáveis *Outputs*	DV - Desempenho Verde DApib - Desempenho Ambiental do PIB GAarea - Gestão Ambiental por Área GAhab - Gestão Ambiental por Habitante
Software	SIAD 3.0 – Sistema Integrado de Apoio à Decisão Universidade Federal Fluminense – UFF
Modelo	CCR
Orientação	Produto / *Output*

Fonte: elaboração própria.

As variáveis *Inputs* representam os recursos aplicados e as variáveis *Outputs,* os produtos, desempenho ou entrega social. A escolha das variáveis teve por base nos trabalhos de Almeida (2010) e de Pereira e Figueiredo Neto (2018), definidas anteriormente no quadro 1. Foi analisada ainda a correlação entre as variáveis *Inputs* e *Outputs* pelo índice de correlação de Pearson.

Para Kassai (2002), como restrição do modelo DEA, o número de DMU's deve ser no mínimo duas vezes maior que o número de insumos e produtos considerados para que o modelo apresente resultados consistentes. Para a aplicação do método na presente pesquisa, o número de DMU's foi de 28 (pois 24 municípios não aplicaram recursos - *inputs*) e, a soma das variáveis, cinco. Dessa forma, a restrição foi atendida. Outros cuidados também foram considerados (Kassai, 2002): unidades de análise comparáveis, ou seja, as mesmas atuadas nas mesmas condições e os fatores (insumos e produtos) foram os mesmos para cada unidade.

Após a coleta, os dados foram organizados em planilhas eletrônicas com todas as variáveis formando um banco de dados, em todas as etapas. Para a análise, utilizou-se o SIAD que foi desenvolvido diante de uma grande necessidade de desenvolver um *software* confiável, acessível, justificada pelo surgimento do interesse pelo modelo DEA por pesquisadores, que fornecesse resultados completos e que incluísse os novos desenvolvimentos teóricos de modelos que, além de implementar os modelos clássicos, fornecer resultados completos e inclui modelos avançados utilizando em plataforma Windows (Ângulo Meza et al., 2005).

A escolha do modelo CCR orientado à *Outputs* (DEA-CCR-out), ou seja, com orientação ao produto, maximização dos *outputs*, justifica-se tendo em vista o cenário atual de crises econômica e política, que causam restrições orçamentárias, o que torna preciso otimizar ou maximizar a aplicação dos recursos disponíveis, considerando a escassez dos mesmos.

Os *scores* de eficiência podem variar numa escala de 0 a 1. Para a análise do desempenho e grau de eficiência dos municípios adota-se uma classificação por faixas de eficiência entre 0 (zero), que é considerado ineficiente, e 1, que corresponde ao nível máximo de eficiência. O intervalo é dividido conforme observado na tabela 2.

Tabela 2 – Desempenho x Grau de Eficiência

Desempenho	Grau de Eficiência
0	Ineficiente
0,1 a 0,25	Baixo Grau de Eficiência
0,26 a 0,50	Médio Grau de Eficiência
0,51 a 0,75	Bom Grau de Eficiência
0,76 a 0,99	Alto Grau de Eficiência
1	Nível Máximo de Eficiência

Fonte: elaboração própria.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Inicialmente, na tabela 3 descrevem-se os 24 municípios que não aplicaram recursos na Função de despesa ou de governo com Gestão Ambiental, com os dados dos respectivos orçamentos geral da despesa, PIB e população.

Tabela 3 – Municípios sem aplicação em Gestão Ambiental

Município	Orçamento	PIB	População
Alto Alegre dos Parecis	37.767.633,00	335.440	13.939
Alto Paraíso	33.934.953,41	319.784	20.209
Alvorada D'Oeste	42.601.206,82	262.692	17.062
Buritis	70.297.490,69	666.233	37.837
Cabixi	21.218.292,66	138.894	6.357
Cacaulândia	20.178.341,78	140.788	6.367
Castanheiras	16.466.719,83	111.483	3.619
Chupinguaia	37.220.282,12	280.763	10.127
Corumbiara	29.348.779,19	330.393	8.839
Costa Marques	34.978.584,24	215.992	16.650
Guajará-Mirim	80.494.534,40	804.570	46.630
Machadinho D'Oeste	84.054.418,89	607.111	37.165
Monte Negro	37.506.411,82	268.258	15.875
Nova União	19.397.160,93	121.495	7.825
Novo Horizonte do Oeste	23.267.473,97	168.303	10.271
Parecis	19.539.378,65	102.393	5.700
Pimenta Bueno	92.532.332,56	1.076.411	37.515
Pimenteiras do Oeste	20.391.912,61	99.026	2.423
Rio Crespo	17.218.416,94	106.320	3.745
Rolim de Moura	117.739.447,39	1.297.525	56.241
Santa Luzia D'Oeste	23.795.671,14	158.612	8.529
São Felipe D'Oeste	16.344.984,18	91.138	6.103
Urupá	32.779.193,20	208.989	13.294
Vale do Paraíso	24.636.176,01	140.728	8.233

Fonte: dados da pesquisa, 2020.

Rolim de Moura é 6º maior orçamento do estado e, mesmo assim, não aplicou recursos na função de governo em estudo. Os municípios podem ficar prejudicados por deixarem de receber transferências do Estado relativas ao ICMS Ecológico, pois Rondônia tem legislação para tal. Também, acabam por poder ficar de fora dos conceitos de Cidades Sustentáveis ou de Cidades Verdes.

Na tabela 4 são apresentadas as análises descritivas das variáveis *inputs* e *outputs* utilizadas para a obtenção dos escores de eficiência dos 28 municípios analisados que aplicaram recursos em Gestão Ambiental.

Tabela 4 – Estatística descritiva das variáveis

Variáveis	Mínimo	Máximo	Média	Mediana	Desvio-padrão
Gamb	1.108,00	8.038.668,45	804.344,95	128.749,14	1.636.869,21
DV	0,00	0,04	0,01	0,00	0,01
DApib	0,26	521,64	28,09	2,51	98,50
GAarea	0,25	2.119,55	200,96	46,40	415,56
GAhab	0,03	92,16	15,67	7,81	21,84

Fonte: dados da pesquisa, 2020.

Porto Velho, capital do Estado, apresenta a maior população habitante, maior orçamento (quase 1,4 bilhão), mas é o segundo município com maior gasto ambiental, com um pouco mais de três milhões, ficando atrás somente de Cacoal, que apresenta o valor máximo de pouco mais de oito milhões. O menor valor, mínimo, refere a Espigão D'Oeste, que não representa nem um *por cento* do valor máximo; no entanto, este apresenta o maior Desempenho Ambiental do PIB e eficiência 100% (tabela 6 adiante), fato que chama a atenção.

Outro destaque, é o fato de que a capital, embora tenha o maior orçamento público, os gastos na função pública Gestão Ambiental representam apenas 0,25% do total orçamentário, enquanto que Cacoal apresenta 4,32%, que denota maior representatividade na área ambiental, mas foi um dos cinco últimos no *ranking* de eficiência (tabela 6). A capital ficou em último lugar. Cacoal também lidera os melhores indicadores Desempenho Verde, Gestão Ambiental por Área e Gestão Ambiental por Habitante.

Ao se estudar a correlação entre as variáveis *Input* e *Outputs* pelo índice de correção de Pearson obtiveram-se os seguintes resultados:

Tabela 5 – Correlação entre as variáveis

Input	*Outputs*	Índice correlação	Interpretação
Gamb	DV	0,8042	Positiva, alta
Gamb	DApib	-0,1372	Negativa, baixa
Gamb	GAarea	0,9149	Positiva, alta
Gamb	GAhab	0,7477	Positiva, alta

Fonte: dados da pesquisa, 2020.

A correlação entre os Gastos Ambientais é positiva e forte com as variáveis *outputs* Desempenho Verde, Gestão Ambiental por Área e Gestão Ambiental por Habitante, e negativa, mas baixa para Desempenho Ambiental do PIB, dado que indica um mote de novas pesquisas para investigação.

Os escores de eficiência foram obtidos por meio de variáveis que definem um indicador para cada município e classificados com níveis máximo, alto, bom, médio, baixo e ineficiente, do maior para o menor, e ordenados em um *ranking* estadual, conforme a tabela 6.

Quatro municípios apresentaram nível de eficiência 100% (indicador 1), os quais servem de *benchmarking* para os demais.

Tabela 6 – *Ranking* da eficiência na gestão ambiental municipal

Ranking	Municípios	Indicador de Eficiência	Grau de Eficiência (Conforme Tabela 2)
1	Espigão D'Oeste	1,000000	Máximo
	Primavera de Rondônia	1,000000	Máximo
	Teixeirópolis	1,000000	Máximo
	Vale do Anari	1,000000	Máximo
2	Ministro Andreazza	0,597323	Bom
3	Mirante da Serra	0,429777	Médio
4	Nova Brasilândia D'Oeste	0,398109	Médio
5	Itapuã do Oeste	0,370345	Médio
6	Governador Jorge Teixeira	0,363374	Médio
7	Colorado do Oeste	0,327004	Médio
8	Theobroma	0,320733	Médio
9	Seringueiras	0,294768	Médio
10	Presidente Médici	0,272599	Médio
11	Campo Novo de Rondônia	0,258518	Médio
12	Ouro Preto do Oeste	0,233938	Baixo
13	São Francisco do Guaporé	0,223603	Baixo
14	Cerejeiras	0,215033	Baixo
15	Cujubim	0,183408	Baixo
16	Candeias do Jamari	0,159646	Baixo
17	São Miguel do Guaporé	0,156562	Baixo
18	Jaru	0,156236	Baixo
19	Alta Floresta D'Oeste	0,148689	Baixo
20	Nova Mamoré	0,138437	Baixo
21	Cacoal	0,121277	Baixo
22	Ariquemes	0,103909	Baixo
23	Ji-Paraná	0,067402	Baixo
24	Vilhena	0,046927	Baixo
25	Porto Velho	0,013498	Baixo

Fonte: dados da pesquisa, 2020.

Destaca-se que os cinco últimos colocados são os maiores municípios, mas apresentaram baixa eficiência na alocação de recursos na função Gestão Ambiental. A soma dos graus Baixo e Médio representa 82%. São muitos os municípios que estão longe em torno dos eficientes (em volta, com base no nome do método: Análise Envoltória de Dados).

Na tabela 7 são apresentadas as análises descritivas dos escores de eficiência dos municípios analisados.

Tabela 7 – Estatística descritiva da eficiência

	Mínimo	Máximo	Média	Mediana	Desavio-padrão
Eficiência	0,013	1,000	0,343	0,246	0,301

Fonte: dados da pesquisa, 2020.

Os baixos valores da média e mediana confirmam as análises anteriores.

Na tabela 8 evidenciam-se outros tipos de intervalos dos níveis de eficiência dos municípios.

Tabela 8 – Níveis de eficiência

Níveis de Eficiência	Quantidade	Percentual
Eficientes (E = 1)	4	14,29
Ineficiência Fraca (0,8 ≤ E < 1,0)	0	0,00
Ineficiência Moderada (0,6 ≤ E < 0,8)	0	0,00
Ineficiência Forte (E < 0,6)	24	85,71
Total	28	100

Fonte: dados da pesquisa (2020).

Os intervalos demonstram o percentual de eficiência nos quais se pode notar que cerca de 86% dos municípios classificam-se como Ineficiência Forte, o que pode ter relação com o fato da não correlação dos Gastos ambientais com as variáveis produtos Desempenho Ambiental do PIB (tabela 5).

Ao se comparar com os resultados dos estudos de Borinelli et. al. (2011) e de Borinelli et al. (2017), mesmo considerando que suas análises exploratórias são do âmbito dos estados brasileiros, há uma aproximação comum com o estudo que ora se conclui sobre os municípios rondonienses, porque estes apresentaram baixos valores aplicados em gestão ambiental, e, praticamente, a metade deles nem aplicaram, o que se torna um agravante ao se considerar que estão inseridos na área ou conceito da Amazônia Legal. Mesmo que não haja lei que se obrigue investimentos ambientais, como há para a saúde e a educação, a questão ambiental impacta na qualidade de vida do cidadão, não justificando a não aplicação de parte do orçamento público na Função pública Gestão Ambiental.

De acordo com o movimento da nova gestão pública, que evoluiu para a teoria da Gestão Social, e da corrente de pensamento neoinstitucionalismo, espera-se que os governos municipais busquem sempre maior eficiência na aplicação dos recursos públicos e nos processos relativos à questão ambiental pública. Devem ofertar serviços públicos eficientes, buscar a mediação dos interesses da sociedade por uma visão mais ampla e de longo prazo sobre o que é necessário para o desenvolvimento social e humano, assegurar que as políticas públicas ambientais sejam efetivas, bem como ampliar a transparência e a participação social, para nova avaliação da eficiência. Os Conselhos Gestores de Políticas Públicas Ambientais devem implementar estas análises e avaliações de forma periódica.

6. CONCLUSÕES

Ao se pensar na eficiência no uso dos recursos públicos, o objetivo do estudo foi analisar a eficiência na função de despesa com Gestão Ambiental pelos municípios de Rondônia pela modelagem da Análise Envoltória de Dados. A análise foi feita considerando as despesas alocadas na função de governo, ou de despesa, referida como *inputs* e, quatro variáveis *outputs* relacionadas ao desempenho entregue à sociedade.

As respostas para o objetivo são insatisfatórias, pois 86% dos municípios que aplicaram recursos na função estão no nível de classificação “Ineficiência Forte” em relação àqueles que apresentaram máxima eficiência que são: Espigão D'Oeste, Primavera de Rondônia, Teixeirópolis e Vale do Anari. Em outra classificação, não houve grau Alto, somente um Bom, com 82% de Médio e Baixo.

Cacoal é o município que se destaca por apresentar os maiores gastos na função pública ambiental, maior fatia de gastos ambientais em relação ao orçamento municipal, e lidera os melhores indicadores Desempenho Verde, Gestão Ambiental por Área e Gestão Ambiental por Habitante, mas ficou entre aqueles com grau Baixo e no nível de “Ineficiência Forte”, além de ficar entre os cinco últimos do *ranking*. A capital que tem o maior orçamento geral, ficou em último lugar. Não são os maiores municípios e os maiores gastos que são os mais eficientes.

Os resultados da eficiência pela modelagem DEA apresentados são limitados aos *inputs* e *outputs* escolhidos. Ao se escolherem outros, poderá haver mudanças nos resultados. A entrada ou retirada de uma ou mais unidades no conjunto de observação altera os valores da produtividade relativa para todas as demais unidades que estão sendo avaliadas.

De ordem prática, recomenda-se aos governos municipais menos eficientes ou mesmo ineficientes orientarem-se por aqueles que foram eficientes *(benchmarking),* para melhores alocações de recursos ambientais e desempenho. Torna-se então necessária uma revisão das práticas de gestão na aplicação desses recursos nos municípios rondonienses no intuito de melhorar seus níveis de eficiência. A sociedade

deve cobrar daqueles que não aplicaram recursos, via instrumento do controle social, pois estar inserido no conceito de Amazônia Legal e não realizar investimentos ambientais é contraditório e irresponsável.

De ordem empírica, recomenda-se novos estudos em outros municípios dos estados da região Norte, ou da área Amazônia legal, bem como das outras regiões do país e que se repliquem numa série temporal, para as devidas comparações. Outro foco de pesquisa sugere de forma qualitativa entender os motivos de escores altos de Ineficiência e a não correlação dos Gastos ambientais com o Desempenho Ambiental do PIB.

REFERÊNCIAS

[1] ALMEIDA, T.A.N. Evidenciação dos gastos com gestão ambiental em municípios nordestinos no período de 2005 à 2008-2010. 125 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Contábeis) – UnB/UFPB/UFRN, João Pessoa, 2010.

[2] ÂNGULO MEZA, L.; BIONDI NETO, L.; SOARES DE MELLO, J. C. C. B.; GOMES, E. G. ISYDS – Integrated System for Decision Support (Siad – Sistema Integrado de Apoio à Decisão): a software package for date envelopment analysis model. Pesquisa Operacional, v. 25, n. 3, p. 493-503, 2005.

[3] BALEEIRO, A.; MACHADO SEGUNDO, H. B. Uma introdução à ciência das finanças. 19. ed. Rio de Janeiro: Forense, 2015.

[4] BARBIERI, J. C. Gestão ambiental empresarial: conceitos, modelos e instrumentos. 4. ed. São Paulo: Saraiva, 2012.

[5] BORINELLI, B. ; TRIDAPALLI, J. P.; CAMPOS, M. F. S. S.; CASTRO, C. Gastos públicos em meio ambiente no estado do Paraná: uma análise exploratória para o período 2002 a 2009. Revista de Políticas Públicas, São Luís, v. 15, n. 1, p. 99–108, 2011.

[6] BORINELLI, B.; MACEDO, R. L.; MAHNIC, C. L. P.; SAMPEL, R. F. Desafiando as fronteiras da política ambiental: a proposta do orçamento verde. In: ENCONTRO DE ADMINISTRAÇÃO PÚBLICA E GOVERNANÇA, 7., 2016, São Paulo – SP, Anais... ANPAD, 2016.

[7] BORINELLI, B. ; GUADALINI, N. N.; BACCARO, T. A. Os gastos ambientais dos estados brasileiros: uma análise exploratória. Revista do Serviço Público, Brasília, v. 68, n. 4, p. 807–834, 2017.

[8] BRASIL. Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. (1988). Brasília-DF, Disponível em: http://www.senado.gov.br/sf/legislacao/const/. Acesso em: 6 jul. 2020.

[9] BRASIL. Ministério da Economia, Planejamento, Desenvolvimento e Gestão. Portaria MOG nº. 42, de 14 de abril de 1999. (1999). Disponível em: http://www.planejamento.gov.br/assuntos/orcamento-1/legislacao/legislacao/portaria-mog-42_1999_atualizada_23jul2012-1.doc/view. Acesso em: 6 jul. 2020.

[10] BRASIL. Lei Federal 10.257/2001, de 10 de julho de 2001. (2001). Regulamenta os arts. 182 e 183 da Constituição Federal estabelece diretrizes gerais da política urbana e dá outras providências. Brasília, DF: Câmara dos Deputados, 2001.

[11] CANÇADO, A. C.; PEREIRA, J. R.; TENÓRIO, F. G. Gestão social: epistemologia de uma paradigma. 2.ed. Curitiba: Editora CRV, 2015.

[12] CARVALHO, V. S. Educação ambiental urbana. Rio de Janeiro: Wak Editora, 2008.

[13] CRESWELL, J. W. Projeto de pesquisa: métodos qualitativo, quantitativo e misto. 3 ed. Porto Alegre: Artmed, 2010.

[14] ENGIDA, G.; BARDILL, J. Reforms of the public sector in the light of the new public management: A cases of Sub-Saharan Africa. Journal of Public Administration and Policy Research, v. 5, n. 1, p. 1–7, 2013.

[15] FARAH, M. F. S. Abordagens teóricas no campo de política pública no Brasil e no exterior: do fato à complexidade. Revista do Serviço Público, Brasília, v., 69 (Edição Especial), p. 53-84, dez., 2018.

[16] FERREIRA, C. M. C.; GOMES, A. P. Introdução à Análise Envoltória de Dados: teoria, modelos e aplicações. Viçosa: Editora UFV. 1ª reimpressão, 2012.

[17] FUENTES, G. R. H. Un recorrido por el neo institucionalismo y sus autores destacados. Visón de Futuro, Año 14, v. 21, n. 2, p. 128-147, 2017.

[18] HOOD, C. A. Public management for all seasons? Public Administration, v. 69, n. 1, p. 3–19, 1991.

[19] KASSAI, S. Utilização da Análise por Envoltória de Dados (DEA) na análise das demonstrações contábeis. 349 f. Tese de Doutorado. Faculdade de Economia, Administração e Contabilidade, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

[20] LEANDRO, L, A.; GOMES, C. M.; CASTRO, K. N. V.; CASTRO, E. M. N. V. O futuro da gestão socioambiental: uma análise crítica sobre a crise ambiental brasileira. Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade, v. 4, n. 2, p. 144-162, 2015.

[21] MARTINS, G. de A.; THEÓPHILO, C. R. Metodologia da investigação científica para ciências sociais aplicadas. 3.ed. São Paulo: Atlas, 2016.

[22] MAXIMIANO, A. C. A.; NOHARA, I. P. Gestão pública: abordagem integrada da administração e do direito administrativo. (1.ed.). [2ª reimpr.], São Paulo: Atlas, 2020.

[23] PEÑA, C. R. Um modelo de avaliação da eficiência da administração pública através do método Análise Envoltória de Dados (DEA). Revista de Administração Contemporânea, v. 12, n. 1, p. 83–106, 2008.

[24] PEREIRA, P. V. M.; FIGUEIREDO NETO, L. F. Variáveis socioeconômicas e gastos públicos ambientais dos municípios brasileiros: uma análise no período de 2005-2015. Revista de Administração da UFSM, v. 11, Edição Especial ENGEMA, p. 83–106, 2018.

[25] RAMANATHAN, R. An introduction to Data Envelopment Analysis: A tool for performance measurement. New Delhi: Sage, 2003.

[26] RECH, A. T.; COMUNELO, A. L.; GODARTH, K. A. L. Análise da eficiência dos gastos públicos na educação fundamental dos municípios do sudoeste do estado do Paraná. In: ENCONTRO NACIONAL DE ASSOCIAÇÃO NACIONAL DOS PROGRAMAS DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ADMINISTRAÇÃO, 38., 2014, Rio de Janeiro. Anais... ANPAD, 2014.

[27] RÊGO, G. S.; PIMENTA, D. H. C; SARAIVA,V. M. Agenda Ambiental na Administração Pública – A3P: um estudo sobre a potencialidade de aplicação no município de São Gonçalo do Amaranto/RN. Holos, Natal, v. 4, p. 29-50, 2011.

[28] ROCHA, R. A avaliação da implementação de políticas públicas a partir da perspectiva neo-institucional: avanços e validade. Cadernos EBAPE.BR, v. 2, n. 1, p. 1-12, 2004.

[29] SEIFFERT, M. E. B. Gestão ambiental: instrumentos, esferas de ação e educação ambiental. 3.ed. São Paulo: Atlas, 2014.

[30] SLOMSKI, V. Controladoria e governança na gestão pública. São Paulo: Atlas, 2007.

[31] ZOGHBI, J. Eficiência na gestão pública. Rio de Janeiro: Brasport, 2016.

Capítulo 12

Avaliação do desempenho socioambiental de um Sistema Silvipastoril no estado de Rondônia

André de Almeida Silva

Resumo: O Sistema Silvipastoril (SSP) é a integração de árvores, pastagens e animais, proposta como prática de produção em uma propriedade de base sustentável. O objetivo desse estudo foi de avaliar dez (10) anos de desempenho socioambiental de Sistema Silvipastoril no município de Jaru, Rondônia. O sistema de avaliação usado foi o Eco-cert Rural (AMBITEC), a mesma consiste em um conjunto de planilha eletrônica (plataforma MS. Excel). O sistema é composto por duas dimensões (Ecológica e Socioambiental). Esta ferramenta foi aplicada no mês de dezembro de 2016 durante visita técnica na propriedade familiar, cuja produção de leite é a principal atividade econômica. O resultado da avaliação constitui no índice de desempenho de 3.68 em uma escala que varia de -15 a + 15, mostrando uma tendência positiva para o manejo estabelecido, sendo para qualidade do solo (15.0), pela recuperação de áreas degradados motivado pelo manejo e descanso do mesmo, para geração de renda (11.3), está associado a maior estabilidade, a melhor segurança e distribuição da renda e valor da propriedade (9.0). Na avaliação de impacto socioambiental do sistema silvipastoril tem mostrado que o mesmo consiste em um importante pratica de manejo para a promoção da sustentabilidade da atividade produtiva no estabelecimento rural.

Palavras-chave: certificação socioambiental; sistemas produtivos; áreas degradadas

1. INTRODUÇÃO

Com a expansão da pecuária na Amazônia brasileira, a partir da década de 70, grandes extensões de área de floresta foram transformadas em pastagens que, com tempo, tornaram-se improdutivas e inapropriadas para a manutenção de uma atividade lucrativa (SALMAN et al., 2010.

Uma forma de se fazer a avaliação de desempenho de uma atividade rural, do ponto de vista gerencial é através de medidas e análises de indicadores focados na sustentabilidade das atividades produtivas, envolvendo suas vertentes ecológicas, econômicas e sociais. Idealmente, estes indicadores são organizados em sistemas de avaliação, que podem endereçar níveis crescentes de complexidades e exige exigências metas de gestão ambiental (RODRIGUES, et al., 2006).

Os sistemas silvipastoris (SSP), é uma modalidade de Sistema Agroflorestal, são eficientes nesse processo, mas também são sugeridos porque constituem alternativa para recuperar a biodiversidade funcional do agroecossistema. Os SSP podem ser definidos como uma combinação natural de componente arbóreo com pastagem formada por gramíneas (SALMAN et al., 2012). Pode influenciar positivamente a oferta de serviços ambientais a partir de sua escolha e adotar práticas agrícolas diversificadas e sustentáveis, alternativa a atividades potencialmente degradante, como a pecuária extensiva (MURADIAN et al., 2010).

A presença de árvores nas pastagens, normalmente gera impactos ambientais favoráveis principalmente por criar condições climáticas adequadas aos animais (GARCIA; ANDRADE, 2001).

Desse modo, os SSP, quando bem manejados, geram serviços ambientais, paralelamente aos bens e produtos. É neste cenário que o Sistema Silvipastoril Voisin com Núcleos Arbóreos pode ser empregado como uma alternativa capaz de viabilizar serviços ambientais de regulação, de suporte, culturais, além dos de provisão.

Objetivou-se com esse trabalho avaliar os impactos socioambientais proveniente da implantação de sistema silvipastoril SSPs em unidade de produção familiar em Rondônia.

2. METODOLOGIA

O sistema silvipastoril (SSPs) foi implantado no município de Jaru Rondônia em 2006 em formato de linhas duplas com espaçamento de 2 x 3 m entre plantas, sendo isolada uma área de 6 x 120 m para plantio das mudas de essências florestais em covas de aproximadamente 30 x 30 cm de e adubadas com 4 kg de esterco de curral com distância de 30 metros entre renques. Os piquetes para o pastoreio tinham dimensão de 30 x 120 m, sendo isolamento com cerca eletrificada.

As espécies introduzidas foram: Ipê (*Tabebuia serratifolia*), Bajinha (*Stryphnde droguianense*), Cerejeira (*Amburana cearenses*), Jenipapo (*Genipa americano*), Ingá (*Inga macrophylla*), Mogno (*Swietenia macrophylla*), Bandarra (Schizolobium amazonicum), Acácia (*Acacia podaliriefolia*), Freijó (*Cordia goeldiana*), Jatobá (Hymenaea sp.), Só-brasil (*Columbia glandulosa*), Sumaúma (*Ceiba pentandra*), Teca (*Tectona grandis*), Juca (*Piptadenia macrocarpa*), Copaíba (*Copaifera* sp.), Cumaru (*Dipteryx odorata*), Mutambo (*Guazuma ulmifolia*).

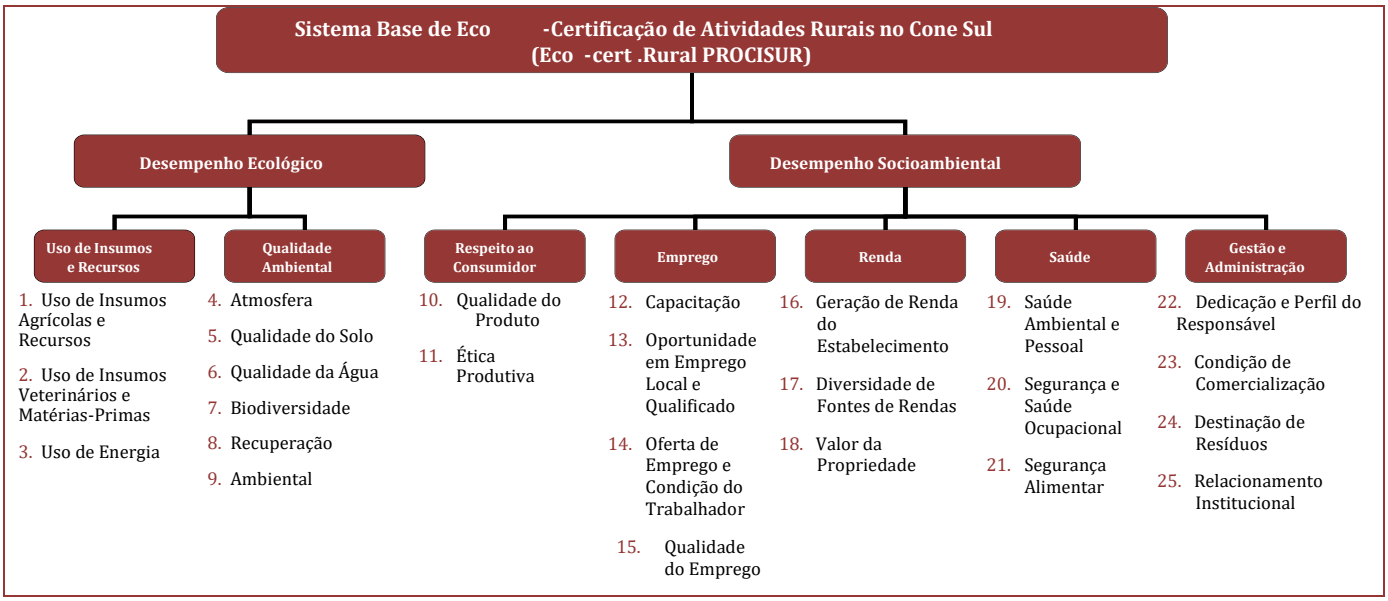
Para a avaliação do impacto socioambiental da implantação dos SSPs, utilizou-se o sistema de avaliação de impacto ambiental de inovações tecnológicas Eco-cert Rural (AMBITEC) desenvolvido por um grupo de pesquisadores da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA (RODRIGUES et. al. 2002; RODRIGUES et. al. 2003a, 2003b; IRIAS et. al. 2004), o qual foi aplicado nos meses de dezembro de 2016.

O sistema Eco-cert Rural é composta por um conjunto de 24 critérios de desempenho socioambiental da atividade produtiva em um território ou estabelecimento rural que engloba um total de 125 indicadores, agrupados em sete aspectos e duas dimensões, sendo, desempenho ecológico e desempenho socioambiental. Cada dimensão é composta por um conjunto de critérios organizado em matrizes de ponderação, conforme conhecimento dos atores sociais envolvidos com a atividade (BUSCHINELLI, et al., 2004).

O Sistema AMBITEC compõe-se de planilhas de aplicação simples para uso de indicadores de impacto de aplicação de inovação tecnológica, os quais são ponderados segundo a escala de ocorrência e a importância. Os impactos são mensurados para cada componente da estrutura por coeficientes de alteração que variam entre -3 e +3, dependendo da intensidade da alteração. Todas as informações são obtidas via entrevista/vistoria ao responsável pela atividade.

O módulo do Sistema AMBITEC utilizado nesse estudo possui planilhas eletrônicas que integram vinte e quatro indicadores do desempenho de uma dada atividade rural no âmbito de um estabelecimento. Sete aspectos essenciais de avaliação são considerados: 1. Uso de Insumos e Recursos, 2. Qualidade Ambiental, 3. Respeito ao Consumidor, 4. Emprego, 5. Renda, 6. Saúde e 7. Gestão e Administração. Os indicadores foram construídos em matrizes de ponderação nas quais os dados obtidos em campo, de acordo com o conhecimento do produtor e a percepção do entrevistador, são automaticamente transformados em índices de impacto. Os indicadores são considerados em seu conjunto para composição do índice de Impacto Socioambiental da Inovação Tecnológica Agropecuária. Na (figura 1) é possível observar a organização desses indicadores para avaliação dos desempenhos ecológico e social.

Figura 1 - Organograma geral do sistema Ambitec mostrando os indicadores e suas respectivas variáveis



Fonte: RODRIGUES, et al., (2006).

Nesse sistema, os aspectos considerados para avaliação do desempenho ecológico apresentam em seu conjunto oito indicadores (uso de insumos agrícolas e recursos naturais, uso de insumos veterinários, uso de energia, atmosfera, qualidade do solo, qualidade da água, biodiversidade e recuperação ambiental).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

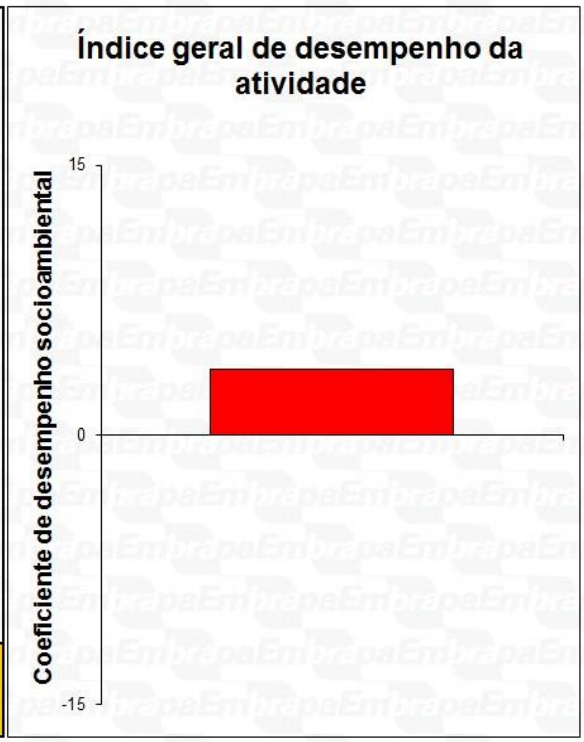
O resultado final desta avaliação constitui no índice de desempenho da atividade de 3.68 (de uma escala que varia de -15 + 15) (Figura 2). Estudos feitos anteriormente por (SALMAN, et al., 2010) apresentou um índice de desempenho de (0,46) em estudo de (SILVA, et al., 2014) apresentou índice de desempenho de (1.19) demonstrando uma tendência positiva no manejo Sistema Silvipastoril adotado no estabelecimento. Logicamente que, para ocorrer essa evolução, foi necessário que se tomasse medidas preliminares para que se chegasse aos resultados alcançados, como a introdução de métodos de manejo rotacionado das pastagens utilizado pelos agricultores (SILVA, et al., 2014). Ao avaliar os impactos ambientais da integração lavoura pecuária, também observou que a maior contribuição para cobertura do solo (GALHARTE, 2007).

Importantes impactos positivos foram identificados, em especial para: i) Qualidade do solo (15.0), pela recuperação de solos degradados motivado pelo manejo e descanso do mesmo; ii) Geração de renda (11.3), está associado a maior estabilidade, a melhor segurança e distribuição da renda; iii) Valor da propriedade (9.0), o agricultor considerara que ocorreu um aumento no valor da propriedade, tanto pelo fato do investimento, quanto pela apropriação das oportunidades oferecidas pela propriedade, tais como diversificação e agregação de valor na infraestrutura; iv) Disposição dos resíduos (9.0), pela capacitação sobre práticas de coleta e aproveitamento de restos culturais e domésticos; v) Condições e perfil do responsável (6.5), já que o mesmo teve maior disponibilidade de tempo para treinamentos e capacitações direcionada para as atividades desenvolvida na propriedade; vi) Condições de comercialização (5.3); vii) Qualidade do produto (5.0); viii) Capacitação (4.5), houve a apropriação dos princípios agroecológicos de

produção pecuária, permitindo que esses agricultores se tornassem capazes de agregar valores aos produtos de suas propriedades, bem como valorizar os serviços prestados.

Figura 2. Síntese do índice quantitativo de desempenho socioambiental do Sistema Silvipastoril

Indicadores de desempenho da atividade	Peso do indicador	Coeficientes desempenho
Uso de Insumos Agrícolas e Recursos	0.08	-0.8
Uso de Insumos Veterinários e Matérias-primas	0.02	-3.5
Uso de Energia	0.05	2.5
Atmosfera	0.02	0.0
Qualidade do Solo	0.05	15.0
Qualidade da Água	0.05	1.5
Biodiversidade	0.05	2.4
Recuperação Ambiental	0.05	-0.6
Qualidade do Produto	0.03	5.0
Ética Produtiva	0.02	1.8
Capacitação	0.05	4.5
Oportunidade de Emprego Local Qualificado	0.02	0.0
Oferta e Condição de Trabalho	0.05	1.2
Qualidade do Emprego	0.05	0.0
Geração de Renda	0.05	11.3
Diversidade de Fontes de Renda	0.025	0.8
Valor da Propriedade	0.025	9.0
Saúde Ambiental e Pessoal	0.02	0.0
Segurança e Saúde Ocupacional	0.02	-0.5
Segurança Alimentar	0.05	3.0
Dedicação e Perfil do Responsável	0.05	6.5
Condição de Comercialização	0.1	5.3
Disposição de Resíduos	0.05	9.0
Relacionamento Institucional	0.02	2.8
Averiguação da ponderação: 1	Índice de desempenho da atividade: 3.68	



Os que apresentaram negativamente foram; i) Uso de produtos veterinários e matéria prima (3.5); ii) Uso de insumos agrícola e recursos (-0.8); iii) Recuperação ambiental (-0.6) respectivamente. Fato previsto devido a diversificação produtiva e aquisição de novos equipamentos para o estabelecimento em questão.

O Sistema Silvipastoril apresenta grande potencial de benefícios sociais, econômicos e ambientais para o produtor e para a sociedade. Esses sistemas são classificados como multifuncionais, onde existe a possibilidade de intensificar a produção pelo manejo integrado dos recursos naturais evitando sua degradação, além de recuperar sua capacidade produtiva (LUSTOSA, 2008). Apesar dos avanços, estes sistemas ainda apresentam baixo nível tecnológico para promover a intensificação da pecuária de leite e corte nas áreas desmatadas na região Amazônica (VALENTIM et al., 2009).

4. CONCLUSÃO

Com a avaliação foi possível observar a abrangência e a influência da implantação de sistema silvipastoril que, quando bem manejado, é importante para a mitigação do impacto socioambiental em propriedades familiares, com destaque para maior impacto de maior influência para melhoria na qualidade do solo. A atividade rural avaliada é sustentada e corroborada pelas avaliações anteriores, pois os índices de desempenho da atividade tiveram um crescimento progressivo, 0.46, 1.19 e 3.68.

Desta forma, espera-se que o desenvolvimento de práticas como o sistema silvipastoril possa ser uma pratica para mitigar impactos em áreas de pastagens e fortalecer o desenvolvimento sustentável da bovinocultura leiteira no Estado de Rondônia.

REFERÊNCIAS

[1] BUSCHINELLI, C. C. A.; Sistema de avaliação de impacto ambiental de inovações tecnológicas nos segmentos agropecuários, produção animal e agroindústria (Sistema AMBITEC). Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2004. 8p. (Circular Técnica, 5).

[2] GARCIA, R.; ANDRADE, C.M.S. Sistemas silvipastoris na região Sudeste. In: CARVALHO, M.M.; ALVIM, M.J.; CARNEIRO, J. da C. (Ed.). Sistemas agroflorestais pecuários: opções de sustentabilidade para áreas tropicais e subtropicais. Juiz de Fora: Embrapa Gado de Leite; Brasília: FAO, 2001. p. 173-187.

[3] GALHARTE, C. A. Avaliação de impactos ambientais da integração lavoura-pecuária: estudo de caso da inovação tecnológica da EMBRAPA. 2007. 121 f. Dissertação (Mestrado) Escola de engenheiros de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

[4] LUSTOSA, A. A. S. Sistema silvipastoril– Propostas e Desafios. Revista Eletrônica Lato Sensu – Ano 3, nº1, Março de 2008. Guarapuava, PR.

[5] IRIAS, L. J. M et al. Sistema de avaliação de impacto ambiental de inovações tecnológicas nos segmentos agropecuários, produção animal e agroindústria (Sistema AMBITEC). Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2004. 8p. (Circular Técnica, 5).

[6] RODRIGUES, G. S.; RODRIGUES, I.A.; TUPY, O. Avaliação socioambiental da integração tecnológica Embrapa Pecuária Sudeste para produção leiteira na agricultura familiar. Agricultura em São Paulo, São Paulo. 2002.

[7] RODRIGUES, G.S.; CAMPANHOLA, C.; KITAMURA, P.C. Na environmental impact assessment system for agricultural R&D. Environmental Impact Assessment Review, New York, v. 23, n. 2, p. 219-244, 2003b.

[8] RODRIGUES, G. S.; CAMPANHOLA, C.; KITAMURA, P. C. Avaliação de impacto ambiental da inovação tecnológica agropecuária: Ambitec-Agro. Jaguariúna, SP: Embrapa Meio Ambiente, 2006. (Embrapa Meio Ambiente. Documentos, 34).

[9] RODRIGUES, G. S. & CAMPANHOLA, C. Sistema Base para Avaliação e Eco- Certificação de atividades Rurais. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2006. 39p (Embrapa Meio Ambiente. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 37).

[10] SALMAN, A. K. D., FILHO, Z. F. H., SILVA, A. A., MASSARO, C. D. Avaliação do impacto ambiental de sistemas silvipastoris em propriedades familiares no Estado de Rondônia, Brasil. Comunicado Técnico 356 – EMBRAPA. ISSN 0103-9458, Porto Velho, RO, 2010.

[11] VALENTIM, F. V.; ANDRADE C. M. S. Tendências e Perspectivas da Pecuária Bovina na Amazônia Brasileira. Amazônia: Cia & Desenvolvimento. Belém, v. 4, n. 8, jan./jun.2009.

[12] SILVA, A. A., SALMAN, A. K. D., MENDES, A. M., FILHO, Z. F. H. Impacto socioambiental da implantação de sistema silvipastoril em propriedades familiares em Rondônia. Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade |vol. 6, n.3, p. 469 - 489, jul. - dez 2014.

Capítulo 13

Preços pagos aos agroextrativistas no sistema produtivo da Piaçava da Bahia - Fibra vegetal[1]

Noara Modesto Pimentel
Claudio Henrique Soares Del Menezzi
Haroldo César Bezerra de Oliveira
Renilda Conceição dos Santos

Resumo: O extrativismo da Piaçava da Bahia (*Attalea funifera*) ocorre antes mesmo da colonização europeia no Brasil, e ainda hoje é utilizada como fonte de renda para diversos segmentos tradicionais e agricultores familiares no Território do Baixo Sul da Bahia. O objetivo deste trabalho é analisar os ganhos econômicos, a variação de preços e, sobretudo a valorização da atividade econômica extrativista, compreendendo o universo de trabalho de comunidades quilombolas, cooperativas de agricultores familiares e associações comunitárias, desde a extração da piaçava no campo até a venda a para 1° atravessador. A metodologia consistiu no levantamento de dados no período de 2011 a 2021, através de visita de campo, reuniões e aplicação de roteiros semiestruturados, bem como atualização da revisão da literatura. Os resultados encontrados foram uma variação de preços pagos ao produtor, que variaram entre R$ 24,10 por arroba em 2017, para R$ 15,39 por arrouba em 2019. Em contraponto a esses dados os produtores informaram uma elevação nos preços pagos pela fibra bruta da piaçava da Bahia, variando entre R$ 14,00 por arroba entre 2018 e 2019 até R$ 26,00 por arroba em 2020. Sugere-se o fortalecimento dos elos entre os produtores e instituições locais, bem como atuação dos gestores públicos municipais na formação de um arranjo produtivo local estruturado. A assistência técnica contínua e o acompanhamento dos volumes e preços, o conhecimento das especificidades, gargalos e oportunidades para o aporte de políticas públicas, que valorize os serviços socioambientais promovidos pelos extrativistas do Território do Baixo Sul da Bahia.

Palavras-chave: Uso sustentável da Mata Atlântica; comercialização da fibra vegetal da Piaçava da Bahia; *Attalea funifera;* cadeia produtiva dos produtos da sociobiodiversidade; Bioeconomia Quilombola.

[1] Essas Informações precisam ser compartilhadas tanto para contribuir com ações afirmativas junto aos quilombolas, quanto na manutenção da floresta em pé. O artigo completo será compartilhado junto aos produtors que poderão utilizar dessas informações para melhorar o Sistema Produtivo e dar conhecimento as instituições municipais, territorial, estadual e federal que possuem políticas públicas para esta palmeira, endêmica da Mata Atlântica.

1. INTRODUÇÃO

A Piaçava da Bahia (*Attalea funifera)* é uma espécie nativa da Mata Atlântica e utilizada pelos residentes do Território do Baixo Sul da Bahia antes da colonização brasileira. Essa Palmeira possui uma fibra vegetal resistente, produzida entre as folhas e caule, chamada de fibra piaçava (fibra bruta).

As fibras vegetais brutas são compostas de fibras e fitas que são separadas no primeiro processo de limpeza do material extraído da palmeira. As fibras da piaçava eram usadas pelos índios Tupinambás para confecção de vários utensílios do dia a dia das aldeias localizadas neste território e após a colonização foram empregadas em diversos fins, inclusive na fabricação de cordas para navios. A literatura aponta para uso em varredores de neve, quando exportadas, entre outros equipamentos de limpeza urbana no Brasil, como as vassouras de piaçava. Fornari; Fornari-Junior (2013) afirmam que a fibra apresenta resistência ao desgaste e às intempéries, e seu baixo peso e elevado comprimento, propiciam a exploração máxima da sua propriedade de tração. As fibras limpas podem atingir mais de 2 m de comprimento, têm grande resistência à ruptura e, a elasticidade varia entre 1,75% e 9% (GUIMARÃES E SILVA, 2012).

Esse produto florestal não madeireiro, aproveitado pelos agroextrativistas através da extração sustentável das fibras vegetais brutas é composto de fibras e fitas, após o pré- beneficiamento esses dois produtos são separados. As fitas, também conhecidas localmente como "bagaço da piaçava" são utilizadas para cobertura das cabanas na beira da praia e áreas de lazer. Os frutos são utilizados na alimentação humana na forma de farinha feita do mesocarpo, conhecida por farinha de "satim" pelos quilombolas. Também são confeccionadas biojóias e das sementes (amêndoas) é extraído o óleo de piaçava, usado localmente no preparo de peixes e outros alimentos. Segundo Guimaraes e Silva (2012) os testes realizados em amostras do carvão dos frutos da piaçavaeira, o material seco apresentou 87% de carbono, com poder calorífico superior de 29 MJ/Kg poder calorifico inferior de 28MJ/Kg.

Devido esta importância ambiental, social e econômica da palmeira nativa da Mata Atlântica brasileira, a ausência de dados sobre o sistema produtivo e a informalidade das relações comerciais, ou seja, a compra e venda da fibra vegetal bruta da piaçava é realizada sem apresentações de notas fiscais ou quaisquer outros documentos que venham a informar a quantidade e valor comercializado nos municípios produtores. Os dados apresentados pelo IBGE são coletados junto aos informantes locais, podendo ser produtores, associações, armazéns e pontos de distribuição das fibras brutas.

O objetivo deste estudo é apresentar os preços praticados no Território do Baixo Sul da Bahia, tanto as estimativas comercializadas pelos produtores locais (memória e fala dos produtores) comparadas com dados oficiais publicados pelo IBGE e apresentar sugestões para a formalização da cadeia produtiva junto aos gestores municipais e estaduais.

2. METODOLOGIA

O Território do Baixo Sul da Bahia é composto por 16 municípios, entre esses, 07 municípios estão inseridos no Bioma Mata Atlântica exploram, cultivam e produzem a fibra bruta da piaçava. Conforme dados do IBGE os 07 municípios produtores de fibra bruta da Piaçava da Bahia são: Valença; Taperoá; Cairú; Nilo Peçanha; Ituberá; Igrapiúna; e Camamu. O presente trabalho foi realizado no Território do Baixo Sul da Bahia representado na FIGURA 01, com destaque aos municípios produtores de Piaçava da Bahia (*Attalea funifera).*

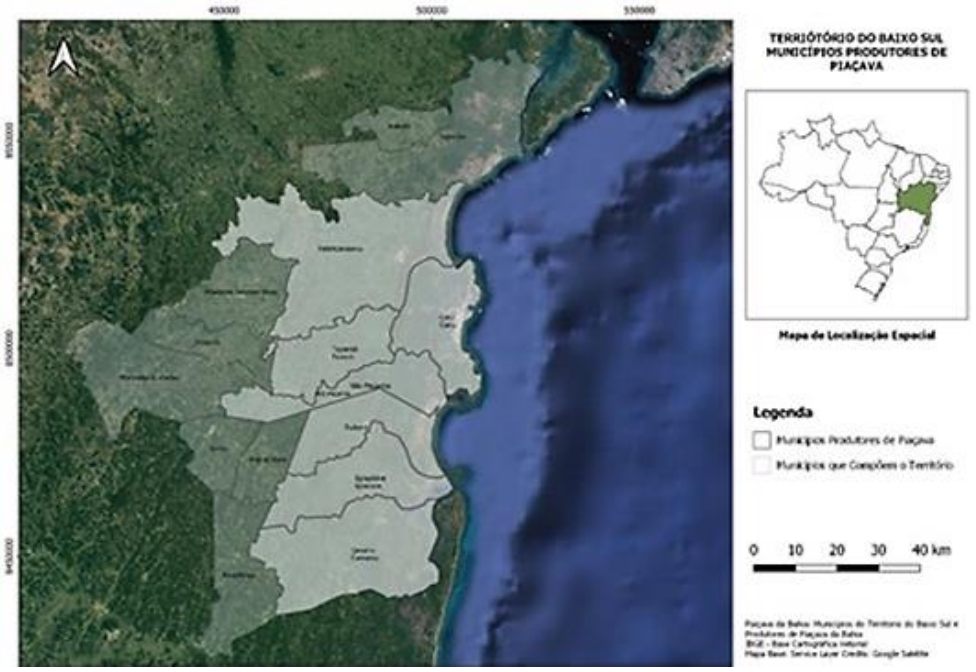
A metodologia utilizada para analisar os preços pagos aos agroextrativistas no sistema produtivo da Piaçava da Bahia, entre os 07 municípios que compõem o Território do Baixo Sul consistiu em: a) exame dos dados de campo levantados entre os anos de 2011 e 2015 na tese de doutorado do departamento de engenharia florestal da Universidade de Brasília (UnB); b) aplicação de roteiro semiestruturado junto a quatro instituições produtivas locais (virtual e presencialmente) em 2020 e 2021; c) atualização da revisão da literatura sobre esta espécie florestal; e d) consulta aos dados disponibilizados pelo IBGE (2017, 2018 e 2019).

As instituições produtivas locais amostradas neste estudo foram: Associação Quilombola do Brejo Grande de Ituberá (AQBGI); Associação de Biojóias Pesca e Agricultura em Ituberá (ABPAGI); e produtora da Comunidade Quilombola de Boitaraca.

As variáveis analisadas são: produção bruta anual de fibras vegetais *in natura* (volumes estimados); memória dos valores praticados nas transações comerciais (informais), em que os agroextrativistas estão diretamente envolvidos; e estimativas dos volumes mensais e/ou anuais que são comercializados

nas transações dos sete municípios produtores do Território do Baixo Sul. Os dados apresentados pelo IBGE correspondem ao período de 2017, 2018 e 2019, e as informações dos agroextrativistas produtores variam em conformidade com a memória e relações comerciais estabelecidas localmente.

Figura 01: Território do Baixo Sul, em destaque para o municípios produtores de piaçava



3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

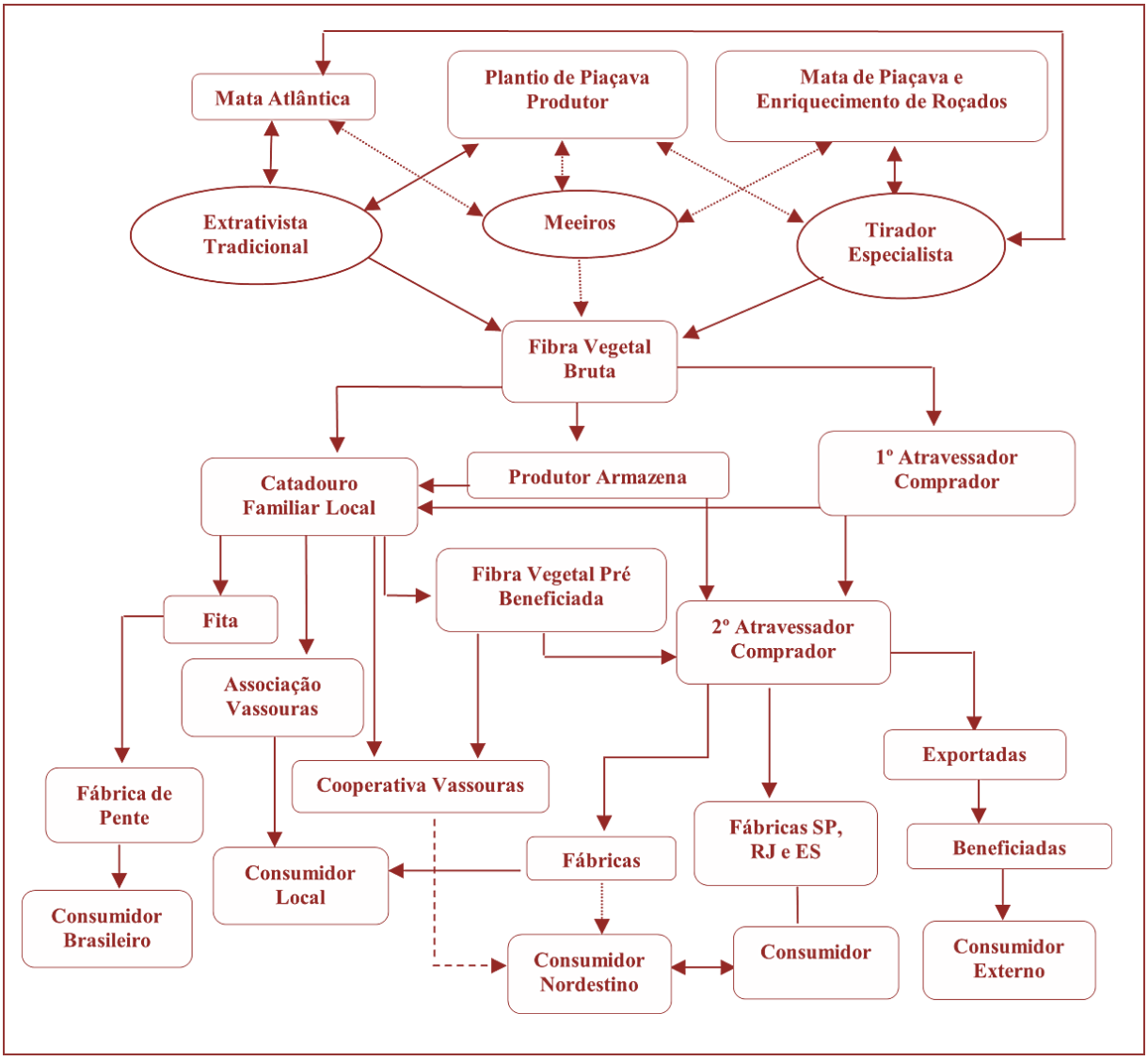
A palmeira da piaçava é endêmica da Mata Atlântica da Bahia, Sergipe e Alagoas, ou seja, de ocorrência restrita nas restingas e matas associadas ao Bioma Mata Atlântica, destes estados. Porém a variedade que ocorre nas restingas de Sergipe são palmeiras acaules (sem caule), com pouca produção de fibras vegetais e não foram identificados usos econômicos. Sendo identificado o aproveitamento das folhas desta palmeira para confecção de cestarias artesanais por uma comunidade tradicional em Massarandupió/BA. Considerando últimos 10 anos de estudos de campo, e acompanhamento dos dados disponibilizados pelas instituições públicas e de produção científica, identificou-se que o uso econômico e aproveitamento das fibras vegetais da *Attalea funifera* ocorrem nos ecossistemas associados de Mata Atlântica; em monocultivos e/ou cultivos diversificados nas roças quilombolas e dos agricultores familiares, exclusivamente no estado da Bahia.

Atualmente os produtores do Território do Baixo Sul, que compõem este sistema produtivo, estão atuando de forma individual e independente, fato que dificulta a formação e estruturação do arranjo produtivo da *Attalea funifera*. Uma característica preponderante deste sistema produtivo é a quantidade de atores, com alto grau de divisão de tarefas entre os extrativistas, presença de diferentes atravessadores que compram a fibra bruta, fibra pré- beneficiada, fibra beneficiada e pentes na região. Os caminhos que segue a fibra vegetal da piaçava da Bahia, desde sua extração até o consumidor final são variados, e está representado na FIGURA 02.

Este sistema produtivo inicia com a extração da fibra bruta da palmeira em áreas de ocorrência natural nos fragmentos florestais de Mata Atlântica (pontal de piaçava); em pequenas áreas cultivadas pelos agricultores familiares e comunidades quilombolas, conhecidas como “roças de piaçava” que possuem áreas variando de 1 a 5 hectares; além dos monocultivos cultivados em áreas de 50 a 100 hectares. A extração de fibras vegetais é feita por especialista conhecido como “tirador”, este profissional estabelece relações trabalhista e comercial com os proprietários das áreas de extração e/ou são contratados diretamente pelo 1° atravessador. Mesmo considerando a informalidade das relações de trabalho, identificou-se que a remuneração do “tirador” é feita através de acordos de meia, ou seja, metade

do valor das fibras brutas extraídas fica com o dono das palmeiras e a outra metade para o tirador. Em outras relações trabalhistas ocorre o pagamento por arroba (15 quilos - Kg) de fibra bruta, além da possibilidade de pagamento da fibra no pé que o 1° atravessador faz ao dono do piaçaval, após a extração da fibra bruta e com valor calculado em arrobas. Após a extração, as fibras são amarradas em feixes (mondongos) e depois transportadas até as áreas de armazenamento para posterior venda aos atravessadores, que buscam e transportam para locais de pré-beneficiamento das fibras vegetais, fábricas de vassouras nos municípios de maior porte, na Bahia e para os estados de PE, RJ, SP, ES e MG.

Figura 02: Fluxograma dos caminhos da fibra vegetal da piaçava da Bahia



Observa-se que o trabalhador do sexo masculino, envolvido com sistema produtivo da piaçava, principalmente o "tirador", que extrai a fibra bruta aufere ganhos de 55% do valor final pago, demonstrando uma grande diferença da margem destinada às "catadeiras" que corresponde a 7,62% do valor total comercializado com 2° atravessador. Mesmo com essa valorização do trabalho masculino, neste sistema produtivo, muitos jovens da zona rural não optam em aprender às técnicas com os "tiradores" mais experientes, para a subida nas palmeiras. O levantamento de campo apontou que a renda mensal de um "tirador" varia entre R$ 1.500,00 a R$ 3.000,00, valores acima dos salários médios pagos na região. (PIMENTEL, 2015).

A produção nacional de fibra de piaçava passou de 9.783 toneladas em 2017, para 7.679 toneladas em 2019 e a produção específica do estado da Bahia passou de 7.902 toneladas, para 5.869 toneladas em 2017 e 2019, respectivamente.

A produção de fibra bruta nos sete municípios pertencentes ao Território do Baixo Sul, no período de 2017 a 2019 informados pelo IBGE (2021) apresenta queda no volume comercializado no período, detalhados na TABELA 01.

Tabela 01: Volume de Produção de Fibra Bruta em toneladas (IBGE, 2021)

Municípios Produtores de Piaçava	2018		2018		2019	
	Quantidade (kg)	Valor (R$)	Quantidade (kg)	Valor (R$)	Quantidade (kg)	Valor (R$)
Nilo Peçanha	1.006.000	1.006.000,00	900.000	630.000,00	750.000	450.000,00
Ituberá	769.000	769.000,00	700.000	560.000,00	600.000	540.000,00
Cairu	721.000	1.802.000,00	650.000	1.300.000,00	600.000	798.000,00
Taperoá	600.000	900.000,00	580.000	574.000,00	500.000	475.000,00
Igrapiúna	133.000	164.000,00	100.000	100.000,00	90.000	108.000,00
Valença	90.000	180.000,00	88.000	88.000,00	80.000	72.000,00
Camamu	83.000	167.000,00	70.000	105.000,00	60.000	78.000,00

Considerando os valores estimados de volume de produção e preços pagos pela fibra bruta (da porteira para dentro), no período de 2017 a 2019, segundo dados fornecidos pelo IBGE (2021), os preços praticados no território vêm declinando, passando de uma média de R$ 24,10 por arroba em 2017 para R$ 15,39 por arroba em 2019.

Segundo os produtores do território, esta queda na demanda pela fibra vegetal bruta está relacionada à diminuição do uso das vassouras de piaçava (substituição da fibra natural pela sintética); diminuição na promoção e valorização dos produtos confeccionados com fibra vegetal pelo setor produtivo local, regional, estadual e nacional; ausência de assistência técnica contínua aos produtores agroextrativistas; e falta de instrumentos de regularização da atividade comercial, com documentação de origem e demais procedimentos pertinentes.

Em contraponto aos preços informados pelo IBGE, os produtores locais amostrados neste estudo informaram preços pagos aos agroextrativistas diversificados, fato que vai de encontro à diversidade produtiva local, peculiaridades das relações comerciais tradicionais, bem como as especificidades relacionadas às áreas de manejo e exploração do território. O fornecimento deste recurso natural para os diversos atravessadores que atuam diretamente no território, para fábricas de vassouras e de pentes para cobertura de quiosques na região, dentre outros estabelecimentos comerciais nos estados brasileiros, soma-se aos desafios de gestão participativa junto aos diversos segmentos sociais envolvidos neste sistema produtivo.

A AQBGI (Associação Quilombola do Brejo Grande de Ituberá) foi fundada em 1996, possuindo atualmente 205 membros, no total de 56 famílias residentes no quilombo, e foi reconhecida pela Fundação Cultural Palmares como Remanescente de Quilombo (CRQ) em 2006. Estudo realizado neste território apontou a existência de 40 roças quilombolas de piaçava, com área total de 78 hectares, com aproximadamente 1.250 palmeiras por hectare e um estoque produtivo estimado em 97.500 piaçavas, das quais 83% estavam aptas à extração comercial (PIMENTEL, 2015). Segundo o presidente da associação quilombola, em 2018 foram comercializados entre 11 a 13 toneladas de fibras brutas pela zona rural de Ituberá/BA, sem envolvimento direto da associação ou quaisquer outras instituições pública e/ou privada do território. Em 2019 estima-se que entre 12 e 14 toneladas fibra bruta da piaçava tenha sido comercializada pelas famílias quilombolas em parceria com as comunidades de Ituberá, e que em 2020 esse volume comercializado elevou-se para 15 toneladas de fibra bruta. Os preços pagos pela arroba de fibra bruta extraída desta região variou entre R$ 22,00 em 2018 e R$ 24,00 em 2019 e R$ 26,00 em 2020. Essas fibras brutas foram adquiridas dos agroextrativistas pelo 1° atravessador (Figura 01), este atravessador usualmente transporta até os galpões de limpeza (catadouros de piaçava) localizados no Território do Baixo Sul. A etapa seguinte consistiu na comercialização das fibras limpas para as fábricas de vassouras de Pernambuco e as fitas geradas deste processo foram comercializadas no território, com os produtores de pentes de piaçava para cobertura de quiosques.

A Comunidade Quilombola de Boitaraca, foi certificada no ano de 2005 pela Fundação Cultural Palmares e titulada em 2014 pela Coordenação de Desenvolvimento Agrário/CDA do Estado da Bahia, possui área de 62.900 hectares, as famílias quilombolas dependem diretamente da atividade produtiva

relacionada ao uso palmeira *Attalea funifera,* que ocorre naturalmente neste território quilombola. O Quilombo Boitaraca tem sua economia baseada principalmente na comercialização da fibra vegetal da piaçava, limpeza e confecção dos pentes para cobertura dos quiosques com as fitas da piaçava. Segundo a produtora quilombola entre 2018 e 2019 foram comercializados aproximadamente 105.000 kg (105 toneladas) de fibra bruta, com venda para o 1° atravessador, transação que envolveu 30 membros da comunidade. O valor pago pelas fibras brutas nestas transações de fibras brutas, entre 2018/2019 foi de R$ 14,00 por arroba. No período seguinte, entre 2019 e 2020 a produtora quilombola informa que comercializou um volume aproximado de 113 toneladas de fibra bruta (suja) envolvendo 18 membros da comunidade, com preços pagos ao extrativista em torno de R$ 15,00 por arroba. Adiciona ainda, que entre os diversos caminhos que a fibra bruta passa antes do 1° atravessador neste sistema produtivo, existem os donos dos piaçavais, quilombolas que entregam suas arrobas na planta, ao 1° atravessador, por preços que variam de R$ 3,00 a R$ 5,00. Acrescenta que o volume comercializado no município de Nilo Peçanha entre janeiro a julho de 2021 foi estimado em 12 mil arrobas de fibra bruta.

A ABPAGI (Associação de Biojóias Pesca e Agricultura em Ituberá) foi criada em 1987 com o objetivo de assistir os agricultores familiares, pescadores e artesãs locais nos processos de organização comunitária relacionadas ao beneficiamento, produção, comercialização de produtos da sociobiodiversidade local. As articulações junto a instituições públicas, como a parceria com a Companhia de Desenvolvimento e Ação Regional – CAR, através de dois convênios firmados com o Projeto de Desenvolvimento Rural Sustentável do Estado da Bahia – PDRS (Bahia Produtiva) garantiu o fomento à cadeia produtiva da pesca e da piaçava em 2019 e 2020. A ABPAGI, em conjunto com seus 600 associados, apoiou a comercialização de 89.000 arrobas de fibras brutas dos produtores associados em 2018, elevando para 90.000 arrobas em 2019, e reduzindo para 65.000 arrobas em 2020. Os preços praticados nestas transações comerciais correspondem a R$ 16,50 por arroba em 2018; e R$ 18,00 por arroba em 2019 e 2020.

4. DISCUSSÃO

Os preços pagos informados pelos agroextrativistas no comercio das fibras brutas, são divergentes dos apresentados pelo IBGE, enquanto os produtores do território do Baixo Sul (AQBGI, Boitaraca e ABPAGI) apontaram uma elevação nos preços praticados localmente, o IBGE (2021) aponta um declínio no preço pago aos extrativistas do território, dados consolidados na TABELA 04.Esse fato comprova a carência do setor produtivo na mensuração de dados de produtividade, preços praticados, e comercialização da fibra vegetal bruta.

Tabela 04: Preço médio pago aos agroextrativistas do Território do Baixo Sul da Bahia

Instituições	Valor R$[1] 2017	Valor R$ 2018	Valor R$ 2019	Valor R$ 2020
IBGE	24,10	17,12	15,39	
AQBGI		22,00	24,00	26,00
BOITARACA		14,00	15,00	
ABPAGI		16,50	18,00	

[1]Preço médio (pago aos agroextrativistas por arroba. Uma arroba possui 15 Kg de fibra bruta vegetal da Piaçava da Bahia (*Attalea funifera*).

Segundo Helen et al. (2018) a exploração da piaçava no Território do Baixo Sul "(...) representa fonte de trabalho e renda nos municípios." Os autores complementam afirmando que o manejo desta palmeira pode gerar retorno financeiro necessário às famílias envolvidas no trabalho com a piaçava-da-Bahia, caso o setor produtivo e gestores municipais venham atuar diretamente com segmentos sociais envolvidos, além da valorização dos aspectos culturais relacionados a exploração da Piaçava da Bahia.

Neste aspecto o presente trabalho, em conformidade com a fala dos agroextrativistas locais consultados, aponta a necessidade de valorização da fibra bruta através da melhoria dos preços pagos a este segmento social, e entende que o arranjo produtivo local da Piaçava da Bahia precisa se estruturar, para promover a devida inserção econômica deste produto florestal. O manejo florestal sustentável somente será possível com a remuneração justa dos extrativistas (social), a estruturação da atividade produtiva (econômica) e a conservação da floresta através do uso racional dos recursos presentes (ambiental). Neste aspecto, são necessários estudos relacionados às boas práticas de manejo da espécie.

Amaral (2015) realizou um estudo na Comunidade Ponto Central, localizada em Santa Cruz de Cabrália, na Costa Sul da Bahia, mais ao sul do Território do Baixo Sul da Bahia, abordando os aspectos culturais, sociais, ecológicos e econômicos da cadeia produtiva da piaçava da Bahia. Nesta região, as fibras brutas são adquiridas pelos armazéns que fazem o pré-beneficiamento das fibras e depois repassam aos atravessadores (2° atravessador) que transportam as fibras limpas para SC, SP, MG, MT e ES com a finalidade de fabricação das vassouras de piaçava. Os preços praticados na região, em 2012, variaram entre R$ 20,00 a R$ 30,00 a arroba de fibra bruta da piaçava.

Importante destacar que a agregação de valor das fibras brutas vegetais é de suma importância para elevação da renda dos agroextrativistas envolvidos neste sistema produtivo. Assim a organização do arranjo produtivo local para o pré-beneficiamento, beneficiamento e transformação da fibra vegetal bruta em vassouras de piaçava e pentes para cobertura de quiosque são ações estruturantes ainda mais complexas que requerem estratégias do setor produtivo e gestores municipais. Como resultado da organização das unidades familiares, galpões, associações e cooperativas em arranjo produtivo local circulação de riqueza no território se elevaria. Deve-se destacar que o melhor aproveitamento da matéria prima e agregação de valor local, provocaria a redução de atravessadores, diminuição dos custos de logística e transporte dos produtos beneficiados. Estima-se que 47,3% das fibras brutas extraídas das áreas de produção fazem parte do resíduo de processamento da vassoura de cepo da Piaçava da Bahia (PIMENTEL, 2020).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo apontou que a variação dos preços pagos aos agroextrativistas pela fibra bruta da piaçava é um indicativo da falta de coesão entre os atores locais do sistema produtivo, ou seja, a produção e a comercialização dos produtos oriundos da fibra vegetal da piaçava estão sendo feitas de forma tradicional, onde as estratégias individuais e segmentadas mantêm as melhores retornos econômicos aos atravessadores que atuam neste sistema.

Considera-se que a produção, sistematização e compartilhamento do conhecimento tradicional, associado aos Povos e Comunidades Tradicionais do Território do Baixo Sul auxiliarão na proposição participativa de ações, que possam formalizar as relações comerciais entre produtor e demais atores presentes neste sistema produtivo da fibra bruta de piaçava, com benefícios diretos aos agroextrativistas envolvidos.

Os dados, análises e informações aqui apresentadas expressam a urgência da valorização destes segmentos sociais, da manutenção e restauração de fragmentos florestais do bioma, possibilitando a estruturação produtiva, efetivando um arranjo produtivo local no território, sobretudo com criação de políticas públicas voltadas ao pagamento dos serviços ambientais, inovação, manejo de recursos da sociobiodiversidade brasileira e reparação junto aos segmentos sociais historicamente inferiorizados.

REFERÊNCIAS

[1] AMARAL, M. M. Construção de Indicadores de Sustentabilidade da Piaçava (Attalea funifera Martius) na Mata Atlântica. Cadernos da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, nº 43. São Paulo. 2015. 48 p.

[2] FORNARI, C. I.; FORNARI JR, C. C. M. Avaliação da força de cisalhamento das fibras longas de piaçava em poliéster insaturado. Estudos tecnológicos em Engenharia, São Leopoldo, v. 9, n. 1, p. 27-36, 2013. DOI: http://dx.doi.org/10.4013/ete.2013.91.04

[3] GUIMARÃES, C. A. L.; SILVA, L. A. M. Piaçava da Bahia (Attalea funifera Martius): do extrativismo à cultura agrícola. Ilhéus: Editus; 2012. 264 p.

[4] INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE, Produção da Extração Vegetal e Silvicultura 2019. Rio de Janeiro: IBGE, 2021.

[5] CONCEIÇÃO, H. R.; ROCHA, W.D.; MARTINEZ, R. A. Exploração da Piaçava por comunidades locais do Baixo Sul da Bahia: Renda, Subsistência e Cultura. IN: Rede Prodema em ações nas Ciências Ambientais/ Soares, M. J. N; ALMEIDA, R. N; DANTAS, J. O.; GOMES, L. J.; GALVINCIO, J. D. (orgs.). Aracaju: Criação, 2008 504p.

[6] PIMENTEL, N.P. Uso Tradicional, Manejo e Processamento da Piaçava da Bahia (Attalea funifera Mart.). Tese (doutorado) UnB, Faculdade de Tecnologia, 2015, 210p.

[7] PIMENTEL, N.P.; MENEZZI, Rendimento do processamento dos produtos oriundos da fibra vegetal da piaçava (Attalea funifera). Revista Nativa, SINOP, 2020. v. 0, n.1, p. 137-144.

Capítulo 14

Características biométricas e desenvolvimento radicular de mudas de Angico Vermelho cultivadas com lodo de ETA

Elaine Basilio Figueiredo
Rosane Freire Boina

Resumo: No processo de tratamento de água é gerado um resíduo (lodo) cuja destinação final adequada tem se tornado um desafio para as empresas de saneamento. O presente trabalho teve como objetivo analisar as características biométricas e anatomia radicular de mudas de vegetação nativa cultivadas sob diferentes taxas de lodo de ETA. Para tanto, foi utilizado lodo *in natura* (LETAIN) em diferentes dosagens (0%, 3%, 5%, 10% e 15%) em mudas de Angico Vermelho. Ao final de 90 dias de cultivo, os espécimes foram coletados, separados em parte aérea e raiz. As massas úmidas e secas (estufa a 65 °C, 24h) e desenvolvimento radicular foram verificados. Verificou-se que a aplicação de lodo, pouco interferiu nas medidas biométricas efetuadas e no desenvolvimento das raízes. O estudo concluiu que o LETA utilizado nas dosagens aqui consideradas, pode ser aplicado no solo como uma alternativa de destinação final adequada desde que ocorra controle minucioso do pH do solo.

Palavras – Chave: Toxicidade, Vegetação Nativa, Resíduo de Saneamento.

1. INTRODUÇÃO

O crescimento populacional tem requerido uma demanda crescente de água de boa qualidade. Para isso a indústria de abastecimento emprega uma série de técnicas e processos para transformar a água inadequada (água bruta) em um produto (água potável/tratada) apropriado para o consumo humano, atendendo o padrão de potabilidade estabelecido pela Portaria GM/MS do Ministério da Saúde n° 888/2021 (BRASIL, 2021).

O ciclo convencional do tratamento adotado para a potabilidade das águas em Estações de Tratamento de Água (ETAs) envolvem processos e operações de coagulação, floculação, decantação, filtração e desinfecção (AHMAD et al., 2016). Nesse sistema é gerado um resíduo, denominado lodo de estação de tratamento de água (LETA), cujo o gerenciamento tem se tornado um desafio para as empresas de saneamento devido, principalmente, à grande quantidade produzida. Estima-se que em uma escala global a produção de lodos de ETA excede 10.000 toneladas diariamente e uma única ETA gere cerca de 100.000 toneladas de lodos anualmente (AHMAD et al., 2017; TURNER et al., 2019).

Com o advento da Lei Federal n°9.433/97 "Política Nacional de Recursos Hídricos" (BRASIL, 1997), Lei Federal n° 9.605/98 "Crimes Ambientais" (BRASIL, 1998), e a Lei Federal n° 12.305/2010 "Política Nacional de Resíduos Sólidos" (BRASIL, 2010), discussões em relação à gestão dos resíduos e seus efeitos no meio ambiente suscitaram. As diretrizes incentivam fortemente a não geração, redução, reutilização e ao tratamento de resíduos sólidos, bem como a destinação adequada dos rejeitos.

Em especial, as discussões sobre o que fazer com os resíduos gerados nas estações de tratamento de água trazem poucas soluções técnicas efetivas. Conforme prediz a NBR 10.004 (ABNT, 2004), o lodo de ETA é classificado como resíduo sólido e, portanto, deve ser disposto como tal.

Algumas alternativas de destinação adequada para os LETAs são descritas por diversos autores. Este resíduo pode ser utilizado na compostagem com resíduos urbanos (SANTOS et al., 2019), fabricação de tijolos e cerâmicas (TEIXEIRA et al., 2011), reciclagem de coagulantes (KEELEY et al., 2015) e disposição em solo agrícola (ZHAO et al., 2018).

Embora tais soluções tenham sido apresentadas, elas não retratam propostas viáveis para atender o montante gerado. A inexistência de uma solução sustentável resulta em uma prática ainda muito comum em ETAs: encaminhar esses resíduos aos cursos d'água (CUNHA, 2019). Todavia, o lançamento *in natura* nos sistemas hídricos, constitui-se crime ambiental de acordo com a Lei Federal nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, a qual estabelece sanções a aqueles que, em seu Art. 54°, "(...) causar poluição de qualquer natureza em níveis tais que resultem ou possam resultar em danos à saúde humana, ou que provoquem a mortandade de animais ou a destruição significativa da flora" (BRASIL, 1998).

Um dos desafios do LETA quanto a sua destinação é a sua composição química. Íons metálicos como sais de alumínio ou ferro são utilizados no sistema de abastecimento de água. Logo, o lodo produzido em ETAs possui em sua composição grande quantidade desses elementos (AHMAD et al., 2016). Os efeitos adversos da presença desses íons, em especial o alumínio, de forma não natural no meio ambiente estão sendo estudadas. Algumas pesquisas demostraram resultados nocivos em peixes (OLIVEIRA et al., 2017), em humanos (EXLEY, 2016) e em plantas, uma vez que, a toxicidade causada pelo alumínio pode interferir no crescimento e na anatomia radicular das plantas (HIDALGO et al., 2017).

Segundo Ahmad et al. (2016) embora o reaproveitamento agrícola do LETA possa causar prejuízos às plantas, os hidróxidos de alumínio ou ferro presente no lodo podem atuar como agente cimentantes entre as partículas do solo, melhorando suas propriedades de agregação, aumento da capacidade de retenção de água, conferindo propriedades favoráveis para o desenvolvimento de plantas.

Diante o exposto, este trabalho buscou analisar as características biométricas e anatomia radicular de mudas de vegetação nativa cultivadas sob diferentes taxas de lodo de ETA aplicado ao solo.

2. METODOLOGIA

2.1. AMOSTRAGEM

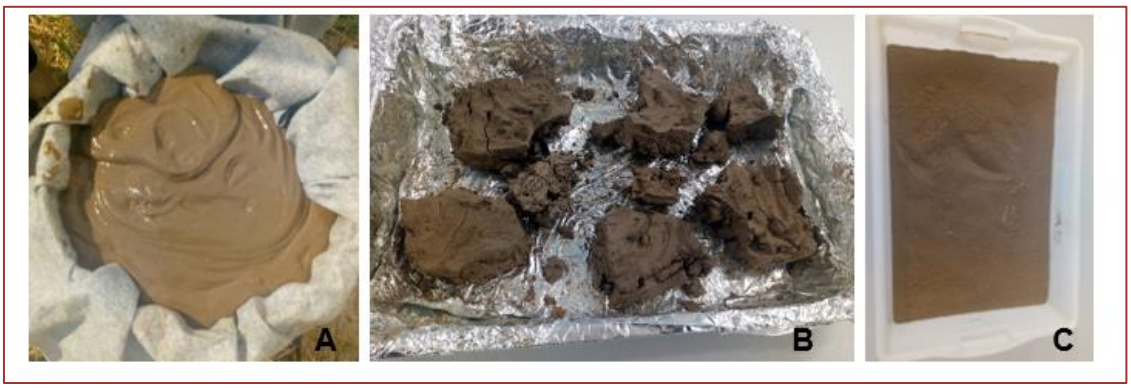
O lodo utilizado na presente pesquisa foi proveniente da Estação de Tratamento de Água do município de Presidente Prudente – SP. O tratamento de água é regido pelo ciclo convencional empregando policloreto de alumínio (PAC) como coagulante e um polieletrólito não iônico como auxiliar. As amostras de lodo foram coletadas no momento de limpeza dos decantadores e acondicionados em bombonas de polietileno para transporte.

2.2. OBTENÇÃO DO LODO *IN NATURA* (LETAIN)

As amostras de lodo foram desaguadas em adensador gravitacional simples constituído por camada de geotêxtil (tecido) e brita (Figura 1A). Após o adensamento, o lodo foi encaminhado para uma estufa de circulação de ar forçada a 100°C até que fosse observada a ausência de umidade.

Para desagregação dos torrões formados (Figura 1B), o material seco foi triturado em moinho de facas e posteriormente em moinho de pratos (Figura 1C). O produto formado foi denominado lodo *in natura* (LETAIN).

Figura 1 - Preparo do lodo de ETA para os ensaios. A) Adensamento gravitacional em meio filtrante; B) torrões formados; C) lodo destorroado em moinho de pratos



2.3. APLICAÇÃO DO LODO NO SOLO E MEDIDAS DE DESENVOLVIMENTO

A espécie vegetal escolhida para a análise dos parâmetros morfológicos e anatomia radicular foi a *Anadenanthera macrocarpa* (Benth.) Brenan, popularmente conhecida como Angico Vermelho.

O Angico foi cultivado em quintuplicata, em recipiente de plástico de 4 litros, considerando diferentes porcentagens de LETAIN incorporados em terra vegetal: 3% (T1), 5% (T2), 10% (T3) e 15% (T4) e um tratamento testemunha (T) com 0% de lodo. Os ensaios foram realizados em espaço adequado para o desenvolvimento das plantas, contando com tela de sombreamento e irrigação manual, diariamente.

Os tratamentos foram distribuídos de forma aleatória de modo a uniformizar os efeitos de incidência solar/sombreamento, ventos, temperatura e umidade (Figura 2).

Figura 2 - Distribuição dos tratamentos de aplicação do lodo em terra vegetal

Após 90 dias de cultivo, as mudas de Angico Vermelho foram segregadas em parte aérea e sistema radicular para a medição de massa verde (MV) e massa seca (MS) e crescimento radicular, o qual foi determinado utilizando régua simples. A massa verde (MV) foi determinada de modo direto em balança analítica e a massa seca (MS) foi determinada após a secagem em estufa, a 65°C, até peso constante, conforme metodologia descrita por Bataglia et al. (1978). Essas medidas são fundamentais para a análise de crescimento e indicam a capacidade do sistema assimilatório da planta em sintetizar e alocar a matéria orgânica nos diversos órgãos dependentes da fotossíntese (FONTES; DIAS; SILVA, 2005). Os dados obtidos foram utilizados para o cálculo do Índice de Qualidade de Dickson (Equação 1), o qual permite uma análise qualitativa das mudas (DICKSON et al., 1960).

$$IQD = \frac{PMST}{H/D+PMSPA/PMSR} \text{ Equação 1}$$

Em que: PMST é o peso da matéria seca total (g); H é a altura da parte aérea (cm); D é o diâmetro do coleto (mm); PMSPA é o peso da matéria seca da parte aérea (g); e, PMSR é o peso da matéria seca da raiz (g).

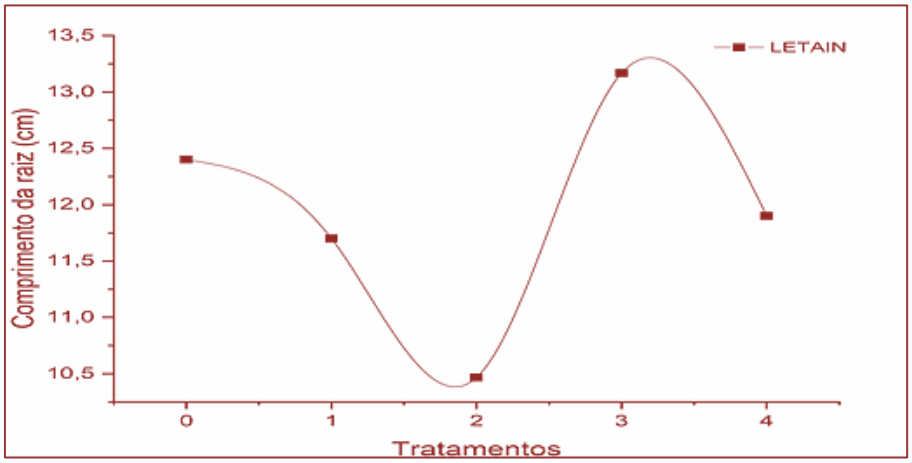
3. RESULTADOS

A Figura 3 apresenta os resultados referentes a análise radicular dos espécimes. Notou-se que o menor índice de desenvolvimento radicular foi obtido pelo tratamento 2 (5%) (11,7 cm). O tratamento 3 (10%) apresentou maior desenvolvimento radicular (13,17 cm), seguido pelo tratamento 4 (15%) com um desenvolvimento radicular médio de 11,9 cm.

Destaques são dados para o tratamento 3, visto que as mudas cultivadas com 10% de LETAIN obteve desempenho radicular melhor em comparação ao tratamento testemunha (12,4 cm). Isso indica que o incremento de nutrientes fornecido pelo LETAIN nessa porcentagem de incorporação foi promissor para o desenvolvimento das mudas.

De acordo com Silva et al. (2013) para que as mudas obtenham sucesso de desenvolvimento em campo, o sistema radicular da planta deve estar bem desenvolvido com raiz principal reta, raízes secundárias bem distribuídas e boa rigidez da haste, possibilitando aumento de absorção de água, nutriente e, consequentemente, produtividade.

Figura 3- Comprimento radicular (cm) do Angico Vermelho no LETAIN



3.1. ANÁLISE DE BIOMASSA

Na Tabela 1 são apresentados os resultados dos pesos de massa verde e massa seca da parte aérea e raiz e o peso da massa seca total (PMST) dos cultivos. O peso da matéria seca total (PMST) foi obtido por meio da soma entre a massa seca da parte aérea e a massa seca da raiz.

Observou-se que a maior quantidade média de biomassa total foi obtida pelo tratamento 3 (10%), obtendo o valor de 8,9 g. Esse resultado demonstra que a taxa de aplicação de LETAIN contribuiu para o aumento de biomassa das mudas. Segundo Silva et al. (2013) o peso da matéria seca radicial tem valor menor, pois apesar de existir nas mudas um grande número de raízes finas, o valor de medição do seu peso é quase desprezível. Os autores destacam ainda que esse parâmetro deve ser analisado isoladamente.

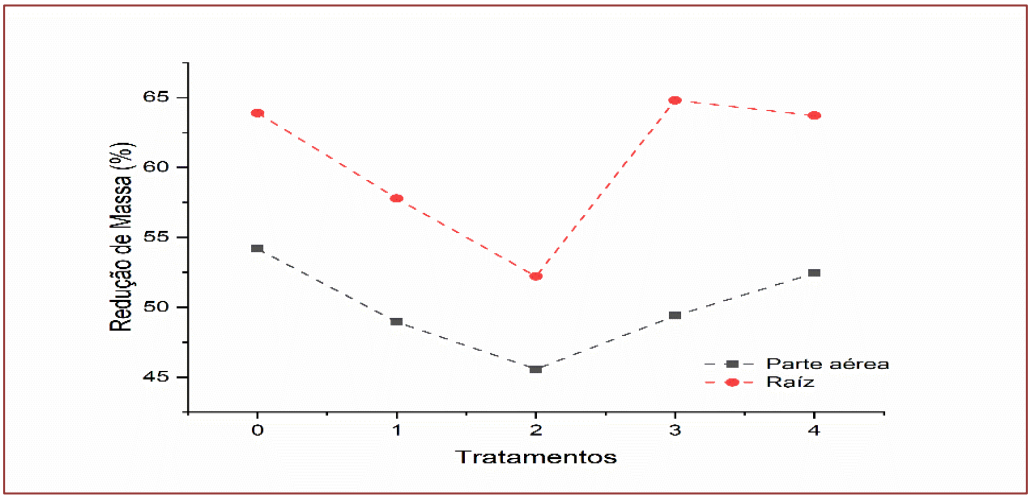
Tabela 1 - Massa verde e massa seca (parte aérea e raiz) dos cultivos

Tratamentos	Massa Verde (g)		Massa Seca (g)		PMST (g)
	Aérea	Raiz	Aérea	Raiz	
LETAIN					
T	4,8	11,5	2,2	4,2	6,4
T1	4,7	9,9	2,4	4,2	6,6
T2	4,3	9,5	2,3	4,5	6,8
T3	4,9	18,1	2,5	6,4	8,9
T4	6,2	12,6	2,9	4,6	7,5

Com base nos valores obtidos para massa verde e massa seca foram calculadas as porcentagens de redução de cada medida. Com relação a redução de biomassa na raiz, observou-se uma queda significativa no tratamento 2 (52,21%) em relação ao tratamento testemunha (Figura 4) no LETAIN.

Quanto a parte aérea, houve uma acentuada redução de massa no tratamento testemunha (54,17%), seguido pelo tratamento 4 (52,43%). Entre os demais tratamentos, houve redução de massa de em média 47,97%. De modo geral, notou-se que o tratamento 4 apresentou valores de redução de massa semelhante ao tratamento testemunha.

Figura 4 - Porcentagem de redução média de massa verde a massa seca para LETAIN

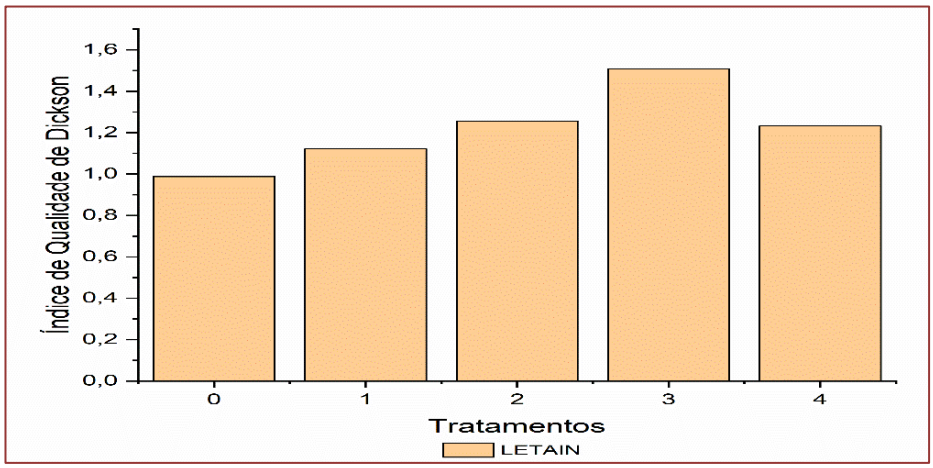


Segundo Codling et al. (2006) reduções de biomassa com as adições de lodo podem ser resultado da maior fixação de fósforo pelo alumínio.

3.2. ÍNDICE DE QUALIDADE DE DICKSON

Os resultados do Índice de Qualidade de Dickson (IQD) do LETAIN são apresentados na Figura 6. Observou-se que os maiores valores de índice ocorreram para o tratamento 3 (10%), com IQD 1,51 no LETAIN. De acordo com Gomes (2001), quanto maior o valor de IQD obtido, melhor será o padrão de qualidade das mudas. Desse modo, os espécimes cultivados com 10% de lodo *in natura* apresentariam maior produtividade em campo em relação aos demais cultivos.

Figura 5- Índice de Qualidade de Dickson dos cultivos



6. CONCLUSÕES

As pequenas variações nos índices de biomassa e no desenvolvimento radicular apresentadas pelas mudas de Angico Vermelho demonstraram potencial para aplicação do lodo *in natura* nas dosagens utilizadas no estudo.

De todo modo, o trabalho demonstrou boa viabilidade do uso do LETA para o cultivo de plantas em situações no qual ocorra controle minucioso do pH, contribuindo com uma alternativa de destinação final adequada.

REFERÊNCIAS

[1] ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10.004: Resíduos Sólidos. Rio de Janeiro, 2004.

[2] AHMAD, T.; AHMAD, K.; ALAM, M. Sludge quantification at water treatment plant and its management scenario. Environmental Monitoring and Assessment, v. 189, n. 9, p. 453, 15 set. 2017.

[3] AHMAD, T.; AHMAD, K.; ALAM, M. Sustainable management of water treatment sludge through 3'R' concept. Journal of Cleaner Production, v. 124, p. 1–13, jun. 2016.

[4] BATAGLIA, O.C.; FURLANI, A.M.C.; TEIXEIRA, J.P.F.; FURLANI, P.R.; GALLO, J.R. Métodos de análise química de plantas. Campinas: Instituto Agronômico, 1978.

[5] BRASIL. Constituição (1988). Constituição da República Federativa do Brasil: promulgada em 5 de outubro de 1988. Brasília, DF.

[6] BRASIL. Lei n° 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei n° 9.605, de 12 de fevereiro de 1988; e dá outras providências.

[7] BRASIL. Lei n° 9.433, de 8 de janeiro de 1977. Institui a Política Nacional de Recursos hídricos.

[8] BRASIL. Ministério da Saúde. Gabinete do Ministro. Portaria nº 888, de 04 de maio de 2021. Dispõe a

consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Brasília, DF, 04 de maio, 2021.

[9] CARNEIRO, J. G. A. Produção e controle de qualidade de mudas florestais. Curitiba: UFPR/FUPEF, 1995. 451.

[10] CODLING, E. E.; CHANEY, R. L.; MULCHI, C. L. Biomass yield and phosphorus availability to wheat grown on high phosphorus soils amended with phosphate inactivating residues. I. Drinking water treatment residue. Communications in Soil Science and Plant Analysis, v. 33, n. 7–8, p. 1039–1060, 28 maio 2002.

[11] CUNHA, G. D; LIMA, J. S. V; STACHIW, R; TRONCO, K. M. Q. Caracterização e destinação ambientalmente corretas do lodo gerado pelas estações de tratamento de água. Nature and Conservation, v.12, n.2, p.19-30, 2019.

[12] DICKSON, A.; LEAF, A. L.; HOSNER, J. F. Quality appraisal of white spruce and white pine seedling stock in nurseries. The Forestry Chronicle, v. 36, n. 1, p. 10-13, 1960.

[13] FONTES, P.C.R.; DIAS, E.N.; SILVA, D.J.H. Dinâmica do crescimento, distribuição de matéria seca na planta e produção de pimentão em ambiente protegido. Horticultura Brasileira, Brasília, v.23, n.1, p.94-99, 2005.

[14] GOMES, J. M. Parâmetros morfológicos na avaliação da qualidade de mudas de Eucalyptus grandis, produzidas em diferentes tamanhos de tubete e de dosagens de N-P-K. 2001. 126f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2001.

[15] HIDALGO, A. M; MURCIA, M. D; GÓMEZ, M; GÓMEZ, E; IZQUIERDO, C. G; SOLANO, C. Possible Uses for Sludge from Drinking Water Treatment Plants. Journal of Environmental Engineering, v. 143, n. 3, p. 04016088, mar. 2017.

[16] KEELEY, J.; JARVIS, P.; SMITH, A. D.; JUDD, S. J. Coagulant recovery and reuse for drinking water treatment. Water Research, Amsterdam, v. 88, p. 502- 509, 2015.

[17] SANTOS, A. S. P; CRUZ, C. L. B. M; RITER, E; SILVA, J. C. Aproveitamento de lodo de ETA para produção de muda florestal. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 30. Anais...Natal: ABES, 2019.

[18] SILVA, L. M.; CRUSCIOL, C. A. C.; CRUCIOL, J. H. VIEGAS, P. R. A.; PEDROTTI, A. Comprimento radicular e nutrição de cultivares de painço em resposta à calagem. Científica, Jaboticabal, v.41, n.1, p.64–72, 2013.

[19] TEIXEIRA, S. R.; SANTOS, G. T. A.; SOUZA, A. E.; ALESSIO, P.; SOUZA, S. A.; SOUZA, N. R. The effect of incorporation of a Brazilian water treatment plant sludge on the properties of ceramic materials. Applied Clay Science, v. 53, n. 4, p. 561-565, 2011.

[20] TURNER, T; WHEELER, R; STONE, A; OLIVER, I. Potential Alternative Reuse Pathways for Water Treatment Residuals: Remaining Barriers and Questions—a Review. Water Air Soil Pollut 230, 227 (2019). https://doi.org/10.1007/s11270-019-4272-0

[21] VILELA, R. L. T. Avaliação do desempenho de coagulantes recuperados de lodo de ETA por extração via alcalina-ácida. 2020. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho". Ilha Solteira, 2020.

[22] ZHAO, Y; LIU, R; AWE, O. W; YANG, Y; SHEN, C. Acceptability of land application of alum-based water treatment residuals – An explicit and comprehensive review. Chemical Engineering Journal, v. 353, p. 717–726, dez. 2018.

Capítulo 15

Patrimônio genético: Aspectos legais para o desenvolvimento científico e manutenção da biodiversidade

Marília Assunção Mendonça[2]
Osania Emerenciano Ferreira
Halax Duart Martins Silva
Katianne Assunção Silva e Silva
Everlon Cid Rigobelo[3]

Resumo: Os progressos na área da ciência, do estudo e da inovação tecnológica no Brasil revelam novos desafios no relativo à regulamentação e proteção jurídica da propriedade intelectual sobre o uso da biodiversidade e dos conhecimentos tradicionais associados. A chamada "Nova Lei da Biodiversidade", Lei nº 13.123/2015, dentre outros finalidades, procurou desburocratizar as permissões de acesso ao Patrimônio Genético (PG) e Conhecimento Tradicional Associado (CTA) para exploração científica e progresso tecnológico, revogando a MP nº 2.186-16/2001, e gerando um cadastro eletrônico no Sistema Nacional de Gestão do PG e CTA (SisGen). Deste modo, o presente trabalho descreve a trajetória legislativa para a edição da Lei Federal nº 13.123/2015, apontando algumas informações incluídas pela norma na regulação da temática, sobre o acesso ao PG, a proteção e o acesso ao CTA e sobre a repartição de benefícios para conservação e uso sustentável da biodiversidade. Verificou-se que com cinco anos de vigência da Lei 13.123/2015 foram registrados no SisGen mais de 57 mil autorizações de atividades de acesso ao PGN e/ou ao CTA regularizadas, enquanto na vigência da MP 2.186/2001 foram regularizadas apenas 303 atividades. Portanto, conclui-se que, embora haja muito ainda a ser feito, a Lei 13.123/2015 e a implementação do SisGen, impulsionaram o processo de regularização de atividades com acesso ao PGN e/ou CTA, o que contribui com o desenvolvimento científicos e a manutenção da biodiversidade.

Palavras-Chave: Pesquisa científica; Sistema Nacional de Gestão do Patrimônio Genético e do Conhecimento Tradicional Associado - SisGen.

[2] Aluna do curso de Doutorado em Microbiologia Agropecuária pela Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal – FCAV/UNESP
[3] Docente Efetivo da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal – FCAV/UNESP

1. INTRODUÇÃO

A destruição da vegetação provocada pela demanda de desenvolvimento social e econômico dos países vem causando perdas da biodiversidade, colocando em risco diversas formas de vida responsáveis pelos bio ciclos e a estabilidade dos ecossistemas.

No Brasil a Operação Novos Rumos do IBAMA em 2011, levou a construção do novo Marco Regulatório de Acesso ao Recursos Genétcos do Brasil, que possibilitou a sanção da Lei 13.123/2015 de 20 de maio de 2015. Neste contexto, ressalta – se a importância desta lei, a qual estabelece o acesso ao patrimônio genético, sobre a proteção e o acesso ao conhecimento tradicional associado, bem como sua conservação e uso sustentável da biodiversidade e a repartição de benefícios. Dentro do escopo da nova lei revoga-se a Medida Provisoria nº 2. 186 -16/2001 que regulamentamentava aspectos da Convenção sobre Diversidade Biológica (BRASIL, 2015).

Segundo a Organização Mundial de Propriedade Intelectual - OMPI (2020, p. 15), o "conhecimento tradicional é um corpo vivo de conhecimento que é desenvolvido, sustentado e transmitido de geração em geração dentro de uma comunidade, muitas vezes fazendo parte de sua identidade cultural ou espiritual".

Segundo Montenegro e Colucci (2015), é de interesse geral que os estudos nessa área sejam controlados e regulamentados pelo Direito, bem como pautados pela Bioética, com o propósito de impedir atrocidades, como a comercialização de material biológico humano, a biopirataria e uso desordenado de animais em testes científicos.

De acordo com Vasconcelos (2015), a leitura conjunta do Art. 1º e das diversas definições contidas Art. 2º da Lei a Lei 13.123/2015, resulta na compreensão de que a concepção de patrimônio genético adotado e cuja tutela legal é assegurada pela lei, inclui entre outras situações microrganismos isolados de substratos obtidos no território nacional, no mar territorial, na zona econômica exclusiva ou na plataforma continental.

Objetiva-se com esse trabalho discutir conceitos relacionados ao patrimônio genético Brasileiro, envolvendo a sua biodiversidade à presença de microrganismos, e a evolução legislativa que regulamenta essa matéria.

2. METODOLOGIA

A pesquisa realizada tem caráter exploratório e documental, onde realizou-se uma reflexão teórica sobre os múltiplos aspectos relacionados ao patrimônio genético e legislações pertinentes. Como método utilizou-se pesquisas bibliográficas por meio de abordagem qualitativa, abordando conceitos de microrganismos, bactérias, biodiversidade, propriedades intelectuais e éticas. Ademais, teve como fonte de pesquisa os artigos de periódicos relacionados ao tema, livros, teses e dissertações.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Convenção sobre Diversidade Biológica de 1992 estipula regras e princípios sobre a preservação da diversidade biológica, o uso sustentável dos recursos naturais e as repartições justas e equitativas de benefícios decorrentes de explorações lucrativa do Patrimônio Genético Nacional (PGN) e dos Conhecimentos Tradicionais Associados (CTAs). Nesse contexto, ao tornar – se signatário, o Brasil contraiu a obrigação de regulamentar as regras para o acesso e exploração do PGN e dos CTAs (SOUZA et al. 2017).

A Medida Provisória n.º 2.186-13 publicada em 23 de agosto de 2001 (MP 2.186) regulamentou projetos de pesquisa científica, bioprospecção, formas de repartição de benefícios adquiridos com as atividades comerciais, e outros (SOUZA et al. 2017). Observa – se que tal norma visou solucionar conflitos com o uso indevido do PGN e CTA e impedir que pessoas jurídicas e físicas, motivados por interesses econômicos duvidosos se apropriassem de recursos genéticos da fauna e flora do Brasil (BARRETO, 2012).

Em 2010, tivemos outro significativo documento: Protocolo de Nagoia. Ele regulamentou a soberania das partes sobre os seus recursos genéticos, estabeleceu meios de respeito, e preservação dos (CTA), a repartição equitativa dos benefícios decorrentes da utilização do CTA (SOUZA; SILVA, 2021). Este protocolo decorreu da Conferência das Partes realizada em 29 de outubro de 2010 no Japão, mas somente em 2021 o Governo Brasileiro o ratificou.

É pressuposto do novo marco regulatorio construir um novo sistema eficiente, de menor complexidade para a observância dos aspectos necessarios ao acesso ao PG/CTA no Brasil. Os avançamentos do âmbito biológico outorgam consideráveis subsídios à sociedade no geral. A Genética, converteu-se em algo popular com o Projeto Genoma Humano, de 1990, mas há pouco tempo passou a conceber novas conjunturas e oportunidades que dizem respeito a todos, tendo como exemplo a clonagem, aprimoramento genético de animais, vegetais e microrganismos, terapias gênicas, fabricação de fármacos, consultoria genética no planejamento da família, organismos transgênicos, etc. (MONTENEGRO; COLUCCI, 2015).

Apesar da estruturação de regulamentos internacionais e aparatos legais nacionais demonstrarem crescimento referente à proteção da biodiversidade e do Patrimônio Genético Nacional, no Brasil não alcançaram seus objetivos e diversas situações de acesso indevido ao (PGN) e ao CTA permanecem acontecendo (SOUZA; SILVA, 2021).

Em 20 de maio de 2015 houve a publicação da Lei 13.123 que objetiva proteger pesquisas (experimental ou teórica) realizadas com o patrimônio genético brasileiro, inclusive informação de origem genética de plantas, animais, microrganismos ou outras espécies da natureza, incluindo substâncias derivadas do metabolismo destes seres vivos.

Sobreleva ressaltar que, embora a lei faça diversas exigências para a exploração legal do patrimônio genético no território brasileiro, ela entrou em vigor somente 6 (seis) meses depois (17 de novembro de 2015). E, apenas em 11 de maio de 2016 que foi expedido o Decreto nº 8.772, o qual regulamentou o cumprimento da Lei 13.123/2015 e criou o Sistema Nacional de Gestão do Patrimônio Genético e do Conhecimento Tradicional Associado – SisGen para auxiliar o Conselho de Gestão do Patrimônio Genético - CGen na gestão do patrimônio genético e do conhecimento tradicional associado (BRASIL, 2016). São objetivos desta nova Lei: facilitar ao PG e CTA; garantir efetividade da Repartição de Beneficíos (RB); Conservar a biodiversidade. O SisGen é o sistema eletrônico *online* responsável por gerenciar e rastrear as pesquisas com o PGN e o CTA, assim como o desenvolvimento de produtos com nossa biodiversidade, sendo imprescindível o cadastramento eletrônico no SisGen (Copila dados através de um cadastro *online*). Para a realização de pesquisa que envolva materiais genéticos brasileiros não há necessidade de autorização previa para seu desenvolvimento. Nesta situação é necessário realizar um cadastramento prévio para posterior requerimento de qualquer direito de propriedade intelectual, ou comercialização de produtos intermediários, ou a divulgação dos resultados finais ou parciais em meios científicos de comunicação, bem como a notificação de produto acabado ou material reprodutivo. Para realizar o acesso ao CTA de origem não identificável não é exigido do usuário o consentimento prévio informado do provedor Para o CTA de origem identificável é exigido do usuário que, antes de iniciar suas atividades de acesso, obtenha o consentimento prévio informado do provedor antes de iniciar a pesquisa é necessário o Consentimento Prévio Informado (PIC), (BRASIL, 2016).

Ao tratar-se da Responsabilidade neste âmbito, é relevante destacar as multas elencadas pela Lei n. 13.123/2015 que traz em sua redação do art. 27 ao 90 uma ampla discussão a respeito de medidas administrativas. As referidas multas são variáveis de R$ 1.000,00 (mil reais) até 5.000.000,00 (cinco milhões de reais), e visam salientar a seriedade deste assunto e que o pesquisador é responsável por todas as informações relativas ao cadastro. Portanto, o não cumprimento dos dispositivos legais poderá acarretar em sanções administrativas, conforme descrito na Lei nº 13.123/2015 e no Decreto 8.772/2016.

Segundo Souza e Silva (2021), durante a vigência da MP 2.186/2001 foi identificado um total de 669 Solicitações de Autorização Acesso e/ou Remessa do PGN e/ou CTA e 303 Autorizações Concedidas para implementações, considerando as atividades de Pesquisa Científica, Bioprospecção e Desenvolvimento Tecnológico. Lado outro, os mesmos autores ressaltam o acesso a PGN e/ou CTA divulgados pelo SisGen durante período de vigência da Lei 13.123/2015 até o mês de dezembro do ano de 2020 resultou na identificação de um total de 57.910 (cinquenta e sete mil, novecentos e dez) cadastros de autorizações automáticas de acesso legal, considerando as mesmas atividades.

Portanto, pôde-se verificar que houve um aumento do número de atividades regularizadas após a implementação das novas legislações (SOUZA; SILVA, 2021).

Este progresso advindo da Genética concebe a imprescindibilidade de se visualizar novos direitos e garantias em algo já preliminarmente protegido, qual seja, o indivíduo e sua dignidade da pessoa humana. Assim, abrange-se uma mudança na visão a respeito do homem, necessitando-se amplificar uma interlocução interdisciplinar sobre os seus direitos, abrangendo Legislação, Ciências Sociais, e a Genética. Salienta-se, também, a importância de observar ordenamentos estrangeiros que já abordaram sobre a temática (MONTENEGRO; COLUCCI, 2015).

Quando se trata deste assunto, é relevante também ponderar sobre os direitos fundamentais, considerando-se efetivar a integração de patrimônio genético em seu rol. A respeito das gerações dos direitos fundamentais, deve-se compreender que a pioneira concerne a um tipo de inquietude pela definição de um âmbito de autonomia individual insubmissa às amplificações do Estado, isto é, vem para salvaguardar a liberdade do corpo social. A segunda geração advém da exploração humana que ocorria na Europa, onde passou-se a reivindicar direitos coletivos. A terceira geração traz os direitos ditos difusos, com escopo da proteção coletiva humana, com direitos ao meio ambiente, à informação, e assim por diante. Quando se fala sobre genética, patrimônio genético, e responsabilidade neste âmbito tem-se a quarta geração de direitos fundamentais, que trazem legislações, princípios e entendimentos jurisprudenciais sobre o tema.

Em uma conjuntura injusta existente na exploração dos recursos genéticos dos países megabiodiversos mediante potências que procuram, de todo modo, de conservara sua hegemonia defronte aos países subdesenvolvidos, tem-se a já anteriormente citada Convenção sobre a Diversidade Biológica (CDB). Ela ocorre no escopo da Conferência das Partes, conhecida como COP (*The Conference of Parties*), organismo internacional. Ressalta-se que a concepção da CDB busca proteger no sentido jurídico a salvaguarda da biodiversidade e a apropriada distribuição dos lucros logrados por meio da exploração comercial deste patrimônio com os países que possuem a biodiversidade. Em conformidade a tal acordo internacional "a autoridade para determinar o acesso a recursos genéticos pertence aos governos nacionais e está sujeita à legislação nacional". (SACCARO JR., 2011, p. 229).

Diante os documentos aqui elencados, a Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB) de 1992 tornou-se um dos mais relevantes mecanismos internacionais concernentes ao meio ambiente, estruturando-se em três fundamentos/propósitos a serem realizados em conformidade às disposições significativas trazidas no seu Artigo 1º: 1) a preservação da diversidade biológica; 2) a utilização sustentável da Biodiversidade; e 3) a distribuição adequada e igualitária dos benefícios advindos do uso da Biodiversidade nas categorias dos ecossistemas, espécies e recursos genéticos, e a cessão de tecnologias apropriadas, considerando todos os direitos a respeito destes recursos e tecnologias, e defronte financiamento compatível (VIEIRA, OLIVEIRA, CABRAL, 2020).

Anos mais tarde, a Lei da Biodiversidade, ditada Lei n o 13.123/2015, torna-se objeto de julgamentos, uma vez que a terminologia não é de fato correta, sendo melhor nomeada como Lei de Acesso ao Patrimônio Genético e Conhecimento Tradicional Associado e Repartição de Benefícios. Como observado, a Lei procurou afastar burocracias das pesquisas com a Biodiversidade nacional em um apontamento das atividades de acessibilidade ao PG e ao CTA, por meio de um cadastro eletrônico chamado de Sistema Nacional de Gestão do Patrimônio Genético e do Conhecimento Tradicional Associado – SisGen, como elencado (OLIVEIRA et al., 2017 *apud* VIEIRA, OLIVEIRA, CABRAL, 2020).

A Lei também traz a previsão de que o cadastro deve ser anterior a toda publicação do resultado do trabalho/pesquisa, seja parcial ou total, o que ocasiona certa insegurança para aqueles que já apresentaram trabalhos em congresso, a título de exemplo, sem precisar se adequar à nova legislação. Além disso, várias pesquisas podem ser expostas por terem acessado um conhecimento convencional de natureza identificável, por mais que o provedor não tenha sido conectado de modo direto, porém por meio de citações de fontes suplementares, e qualquer pesquisa com CTA demanda um Consentimento Prévio e Informado anteriormente ao começo da pesquisa. A legalização das pesquisas que não estão em conformidade à Medida Provisória foi, de fato, um avanço, pois conseguiu ser efetuada defronte um cadastro no SisGen até 07 de agosto de 2018 e, em seguida, pela viabilidade de adesão ao Termo de Compromisso pactuado entre a instituição e o MMA (DA SILVA, 2018).

É importante ressaltar o que se traz nas Diretrizes de Bonn, onde as informações dadas para solicitar acessibilidade ao patrimônio genético devem recepcionar diversos critérios, como: "1) clareza e segurança jurídica; 2) facilitação do acesso aos recursos genéticos com o menor custo; 3) transparência no tocante às restrições do acesso aos recursos genéticos, conforme os objetivos da Convenção" além de, claramente, "4) consentimento da autoridade (ou autoridades) nacional(is) competente(s) do país provedor" (VIEIRA, OLIVEIRA, CABRAL, 2020, p. 838).

Diante da publicação desse novo Marco Legal da Biodiversidade, um trabalho de conscientização e de elucidação tem sido efetuado com o propósito de divulgar a Lei e ordenar as atividades de pesquisas com a legislação.

Além disso, o *lobby* americano alcançou a aprovação em 1995, do Acordo sobre Aspectos dos Direitos de Propriedade Intelectual relacionados ao Comércio (TRIPS), que concerne à propriedade intelectual, compreendendo a propriedade intelectual a respeito da biotecnologia e seus produtos. A TRIPS é distinta

da citada CDB no sentido que esta aborda a proteção da biodiversidade e da repartição dos benefícios, financeiros e científicos, entre os países que a possuem e os países que fazem uso desta (VIEIRA, OLIVEIRA, CABRAL, 2020).

Destaca-se que o acordo TRIPS, trazendo os padrões de proteção para os direitos de propriedade intelectual, foi ratificado em 153 países-membros da OMC. Assim, determina os direitos de propriedade intelectual como particulares e ressalta a imprescindibilidade de inserção de regras arqueáveis ao uso das tecnologias por países em desenvolvimento que não têm as devidas condições de fabricação. Todavia, tem-se que no ínterim posterior à assinatura do acordo viu-se uma discrepância no que tange à salvaguarda/ incorporação, considerando que "[...] o nível de proteção estabelecido pelo TRIPS tornou-se pesado para os países menos desenvolvidos e em desenvolvimento, comprometendo inclusive seus processos de crescimento econômico". (SACCARO JR., 2011, p. 240).

O Brasil é um dos países mais observados e invadidos por biopiratas, ou seja, indivíduos que confiscam recursos genéticos e conhecimentos relativos à biodiversidade sem uma autorização demonstrada por parte do Estado, para que assim sejam aproveitados financeiramente, uma vez que "trata-se de uma operação muito especializada, caracterizada pelo contrabando dos recursos naturais e da aprendizagem dos conhecimentos naturais, para serem posteriormente registrados" (IACOMI, 2009, p. 94). Apesar da previsão de multas na lei aqui discutida, critica-se a ausência de outras legislações que tragam de forma mais incisiva a conduta nos casos de atentado a este bem jurídico fundamental.

Observa-se assim que diante das possíveis razões que podem levar os pesquisadores a não responderem às normas legais estão, possivelmente, a falta de anuência com a burocratização, ou o obscurantismo sobre a lei, além da escassez de um trabalho de informação e divulgação em conjunto ao corpo docente, discente e técnico nas universidades a respeito Lei, com tal repercussão que atinge pesquisas concernentes à Biodiversidade.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O trabalho demonstrou a evolução dos instrumentos jurídicos internacionais e nacionais até a publicação da Lei 13.123/2015 e a da nova tecnologia denominada Sistema Nacional de Gestão do Patrimônio Genético e do Conhecimento Tradicional Associado – SisGen, sistema responsável pelo rastreamento de pesquisas, bioprospecção e desenvolvimento tecnológico que envolvam o Patrimônio Genético Brasileiro e o Conhecimento Tradicional Associado, bem como a repartição de beneficios.

Na sequência, expôs-se uma análise comparativa do número de registros de atividades científicas e tecnológicas com acesso ao PGN e/ao CTA regularizadas no Brasil antes e depois da vigência da Lei 12.123/2015. Nesse momento verificou-se que com 5 anos de vigência da Lei 13.123/2015 foram registrados no SisGen mais de 57 mil autorizações de atividades de acesso ao PGN e/ou ao CTA regularizadas, enquanto na vigência da MP 2.186/2001 foram regularizadas apenas 303 atividades.

Portanto, embora haja muito ainda a ser feito, a Lei 13.123/2015 e a implementação do SisGen, impulsionaram o processo de regularização de atividades com acesso ao PGN e/ou CTA, o que contribui com o desenvolvimento científicos e amanutenção da biodiversidade.

REFERÊNCIAS

[1] BARRETO, D.W. Patrimônio genético brasileiro: protegê-lo ou aproveitá-lo comercialmente? Journal of the Brazilian Chemical Society, v. 23, n. 2, p. 191-193, 2012.

[2] BRASIL. Decreto nº 8.772, de 11 de maio de 2016. Brasília, DF: Presidência da República, 2015.Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2015-2018/2016/decreto/d8772.htm. Acesso em 01 jul 2021.

[3] BRASIL. Lei n. 13.123, de 20 de maio de 2015. Brasília, DF: Presidência da República, 2015.Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2015-2018/2015/lei/ l13123.htm. Acesso em: 03 jul. 2021.

[4] DA SILVA, M. Cartilha sobre a legislação de acesso ao patrimônio genético e conhecimento tradicional associado e repartição de benefícios. 2018. Disponível em: https://portal.fiocruz.br/documento/cartilha-para-academia. Acesso em: 21 jan. 2022.

[5] DE SOUZA, A. L. G.; DA SILVA, G. F. Acesso legal ao conhecimento tradicional associado à biodiversidade no Brasil: Novas perspectivas nacionais. Research, Societyand Development, v. 10, n. 4, p. e26510413999-e26510413999, 2021.

[6] IACOMINI, V. Biodireito e o combate à biopirataria. Curitiba: Juruá, 2009.

[7] MONTENEGRO D. H,; COLUCCI M.. A tutela jurídica do patrimônio genéticobrasileiro. Revista Jurídica Cesumar-Mestrado, v. 15, n. 1, p. 175-191, 2015.

[8] OLIVEIRA, D.R. de; SILVA, M.; CARMO, F. do; ANGELI, Renata. Cumprindo as exigências da Nova Lei da Biodiversidade–Lei 13.123/2015. 2017. Disponível em: http://pesquisa.inpa.gov.br/images/Arquivos_Downloads/cgen/Cumprindo-as-exigenciasda-Lei-da-Biodiversidade.pdf. Acesso em: 21 jan. 2022.

[9] ORGANIZAÇÃO Mundial da Propriedade Intelectual (OMPI). Intellectual Property and Genetic Resources, Traditional Knowledge and Traditional Cultural Expressions. Booklet, 2020. Disponível em: https://www.wipo.int/edocs/pubdocs/en/wipo_pub_933_2020.pdf . Acesso em: 12 jun. 2020.

[10] PEREIRA, E.L.; MARTINS, B.A. Processos biotecnológicos na produção de bioinseticidas. Revista da Universidade Vale do Rio Verde, Três Corações,v. 14, n. 2, p. 714-734, ago/dez. 2016.

[11] SACCARO Jr., N.L. A regulamentação de acesso a recursos genéticos e repartição de benefícios: disputas dentro e fora do Brasil. Ambiente e Sociedade, v. 14, n. 1, p. 229-244, 2011.

[12] SECRETARIADO DA CONVENÇÃO SOBRE DIVERSIDADE BIOLÓGICA. Cartilhas da série ABS: Introdução a Acesso e Repartição de Benefícios. 2012. Tradução Carlos PotiaraCastro. Disponível em: https://www.gov.br/mma/pt-br/centrais-de-conteudo/cartilhas- informativas-sobre-abs-01-introduo-a-abs-4-pdf . Acesso em 28 jun. 2021.

[13] SECRETARIADO DA CONVENÇÃO SOBRE DIVERSIDADE BIOLÓGICA. Cartilhas da série ABS: O Protocolo de Nagoia sobre Acesso e Repartição de Benefícios. 2012. Tradução Carlos Potiara Castro. Disponível em: https://www.cbd.int/abs/infokit/revised/print/factsheet-nagoya-pt.pdf . Acesso em 28 jun. 2021.

[14] SOUZA A. L. G.; JUNIOR A. A. S.; SILVA G. F. The "Royalties" of Techinological Applications of National Genetc Patrimony and Associated Traditional Knowlwdge: TheBrazilian Statein Questions. Revista GEINTEC. Aracaju/SE. Vol.7, n.4, p.4149-4158, out./nov./dez. – 2017. D.O.I.: 10.7198/geintec.v7.i4.125.

[15] VASCONCELOS, R. M. Conhecendo a nova lei de acesso ao patrimônio genético e conhecimento tradicional (Lei nº13. 123, de 20 de maio de 2015). Conselho Federal deBiologia, Brasília, v. 9, 2015.

[16] VIEIRA, V.O.A.; OLIVEIRA, D.R.; CABRAL, L.M. Análise dos trabalhos acadêmicos de pós-graduação de uma unidade acadêmica da UFRJ no âmbito da nova lei da biodiversidade brasileira-lei nº 13.123/2015. Revista Práticas em Gestão Pública Universitária, ano 4, v. 4, n. 2, jul.-dez. 2020.

Autores

AUTORES

JOSÉ HENRIQUE PORTO SILVEIRA (ORGANIZADOR)

Bacharel e licenciado em Psicologia pela UFMG, Especialização em Percepção e Planejamento Urbano. Mestre em Gestão e Auditoria Ambiental, especialização em educação ambiental. Consultor em percepção e educação ambiental. Sócio diretor da Alternativa Educação e Manejo Ambiental.

ADMILSON ÍRIO RIBEIRO

Bacharelado em Engenharia Agrícola Mestrado em Engenharia Agrícola Doutorado em Engenharia Agrícola Pós-doutorado em Recuperação de Áreas Degradadas Professor Universitário

ADRIANE KARINA AMIN DE AZEVEDO

Graduada em Geografia (lic/bach) pela Universidade Federal do Pará (UFPA), Mestre em Sociedade e Fronteiras pela Universidade Federal de Roraima (UFRR). Atualmente técnica administrativa em educação da UFRR.

ADRIANO BRESSANE

Bacharelado em Engenharia Ambiental Mestrado em Engenharia Urbana Doutorado em Ciências Ambientais Pós-doutorado em Engenharia Urbana Professor Universitário

ALANA QUEZIA SILVA COSTA

Tecnóloga em Gestão Ambiental pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará e Bacharel em Serviço Social pela UNICID - Belém.

ALEX FABIANO BERTOLLO SANTANA

Doutor em Engenharia Industrial e Sistemas. Mestre em Ciências Contábeis. Professor da Universidade Federal de Sergipe - UFS, Departamento de Ciências Contábeis.

ALEXANDRE DE FREITAS CARNEIRO

Doutor e Mestre em Administração. Especialização em Contabilidade e Controladoria e em Educação Financeira com Neurociência para Docentes. Professor da Universidade Federal de Rondônia - UNIR, Departamento de Ciências Contábeis.

AMANDA GOMES

Graduação em Medicina pela Fundação Octacílio Gualberto – Faculdade de Medicina de Petrópolis, 2016 – 2021. - Ensino Médio no Colégio de Aplicação da Universidade Federal de Viçosa – COLUNI, cursando 1ª a 3ª séries do Ensino Médio, 2013 - 2015.

AMANDA LOUISI DOS SANTOS GALVÃO

Bacharelado em Engenharia Ambiental Especialização em Arquitetura e Design Mestranda em Engenharia Civil e Ambiental Consultora Ambiental

ANA KARLA COSTA DE OLIVEIRA

Possui graduação em Engenharia Química pela Universidade Federal do Rio Grande do norte (2003), graduação em Química Licenciatura - UFRN (2012), mestrado em Engenharia Química - UFRN (2009) e doutorado em Engenharia Química pela Universidade Federal do Rio Grande do Norte (2015). Coordenou o curso de petróleo e gás no IFRN Mossoró. trabalhou 3 anos no CTGAS com adsorção e cromatografia aplicada ao gás natural. Experiência de 3 anos nos laboratórios da

AUTORES

engenharia química UFRN. Atualmente leciona no curso de engenharia sanitária e ambiental e simultaneamente nos cursos de meio ambiente e petróleo e gás - IFRN CNAT como professora do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte. Tem experiência na área de Engenharia Química, com ênfase em Petróleo, atuando principalmente nos seguintes temas: petróleo, meio-ambiente, misturador-decantador, energia e extração líquido-líquido, metais pesados, óleos. Tem 18 anos de experiência em pesquisas relacionadas ao tratamento de água produzida, petróleo e seus derivados.

ANA PAULA GARCIA GOULART

Bacharelado em Engenharia Ambiental Pesquisadora em Iniciação Científica

ANDRE ALMEIDA SILVA

Doutor em Agroecossistemas – Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC – 2016 – 2020. Tese: Dinâmicas do carbono e nitrogênio no sistema silvipastoril com núcleos: a pecuária de baixo carbono mitigando os impactos da produção convencional. Mestre em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente – Universidade Federal de Rondônia – UNIR – 2010 – 2012. Dissertação: Sistema Silvipastoril como alternativa para o manejo sustentável de pastagem para produção de leite na região central do Estado de Rondônia. Especialização em andamento MBA em Segurança do Trabalho e Gestão Ambiental. (Carga Horária: 720h). Grupo Educacional - FAVINI, Brasil. Especialização em andamento em Docência no Ensino Superior. (Carga Horária: 720h). Universidade Cruzeiro do Sul, UCS, Brasil. Biólogo – Universidade Luterana do Brasil - ULBRA - Campus – Ji-Paraná – Rondônia – 2004 – 2009. Técnico em Agropecuária – Escola Família Agrícola Padre Ezequiel Ramin – EFA – Cacoal – Rondônia - 2000 – 2003.

ANTÔNIO CARLOS RIBEIRO ARAÚJO JÚNIOR

Graduado em Geografia (lic/bach) pela Universidade Federal do Pará (UFPA), Mestre em Recursos Naturais pela Universidade Federal de Roraima (UFRR) e Doutor em Geografia pela Universidade Federal Fluminense (UFF). Atualmente professor do curso de Geografia e do Programa de Pós-Graduação em Geografia da UFRR.

AYAWOVI DJIDJOGBE FANHO

Mestrando em desenvolvimento rural da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Possui formação em caixa contábeis. Graduado em Contabilidade controle auditoria pela Université de Lomé (2015).

BÁRBARA CLASSEN

Possui graduação em em agronomia pela Universidade Federal de Santa Maria e doutorado em Ciências Biológicas também pela Universidade Federal de Santa Maria. Atualmente é professora na Universidade Estadual do Rio Grande do Sul (UERGS), onde lidera o Grupo de Pesquisa em Toxicologia Ambiental (CNPq). É docente orientadora do Programa de Pós-graduação em Ambiente e Sustentabilidade/UERGS, e do PPG Engenharia Ambiental/UFSM. Tem experiência na área de ecotoxicologia e toxicologia ambiental, biomarcadores, biomonitoramento e contaminantes emergentes. A autora possui 39 artigos publicados em revistas e 13 capítulos de livro.

BRUNA SOARES DE SOUZA LIMA RODRIGUES

Doutora em Parasitologia pela Universidade Federal de Minas Gerais. Mestre em Parasitologia pela Universidade Federal de Minas Gerais. Graduada em Ciências Biológicas pela Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais. Professora Titular da Faculdade Dinâmica do Vale do Piranga (FADIP) nos seguintes cursos: Mestrado Profissional em Ensino de Ciências da Saúde e do Ambiente (PROCISA) e nos cursos de graduação: Medicina, Farmácia, Fisioterapia, Nutrição e Enfermage

AUTORES

CLAUDIA VANESSA DOS SANTOS CORRÊA

Bacharelado em Ecologia. Mestrado em Geociências e Meio Ambiente. Doutorado em Geografia Pós-doutorado em Geociências

DANILO JÚNIOR TEIXEIRA SEVERINO

Graduação em Fisioterapia pela (UNIVIÇOSA – 2012). Especialização em Fisioterapia Ortopédica e Esportiva (UNIBH– 2016). Mestrando em Ensino de Ciências da Saúde e do Ambiente (Faculdade Dinâmica

DIÊNIFER CALEGARI LEOPOLDINO GUIMARÃES

Engenheira Civil, Mestrado em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável, UFES.

ELAINE BASILIO FIGUEIREDO

Graduada em Engenharia Ambiental pela Universidade Estadual Paulista "Julio de Mesquita Filho" (FCT - UNESP). Aluna de mestrado do Programa de Pós - Graduação em Engenharia Ambiental pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).

ELVIS CARISSIMI

Possui graduação em Engenharia Civil pela Universidade de Passo Fundo e doutorado em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Atualmente é professor Associado do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Maria - UFSM (2011-Atual) e Professor do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PPGEC-UFSM) e Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental PPGEAmb. Tem atuação na área de Engenharia Sanitária e Ambiental, com ênfase em Abastecimento de Águas, Gestão de Recursos Hídricos, Tratamento de Águas de Abastecimento e Residuárias visando o Reúso/Reaproveitamento através de coagulação/floculação, sedimentação, flotação e Processos Oxidativos Avançados (POAs), Avaliação de Riscos Ambientais e Impacto Ambiental (EIA/Rima). O autor possui 46 artigos publicados em revistas e 7 capítulos de livro.

EVERLON CID RIGOBELO

Possui graduação em Agronomia pela Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal Unesp (2001), mestrado em Microbiologia Agropecuária pela Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal UNESP (2003) e doutorado em Microbiologia Agropecuária pela mesma instituição em (2006) e pós-doutorado no Laboratório de Genética de Bactérias do Departamento de Biologia Aplicada a Agropecuária. Durante o período de Agosto de 2006 a Outubro de 2013 foi docente do Campus Experimental de Dracena - UNESP e por concurso público DO do dia 11/10/2013 foi nomeado docente da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal - UNESP.

FÁBIO AUGUSTO GOMES VIEIRA REIS

Bacharelado em Engenharia Ambiental. Mestrado em Conservação e Manejo de Recursos. Doutorado em Geociências e Meio Ambiente. Professora Universitária

FELIPE HASHIMOTO FENGLER

Bacharelado em Engenharia Ambiental. Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical. Doutorado em Ciências Ambientais. Professor Universitário

AUTORES

GABRIELA LUMIATTI

Bacharelado em Engenharia Ambiental

GRAZIELE CORALINE SCOFANO DA ROSA

Bacharelado em Engenharia Ambiental. Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental. Consultora Ambiental

HALAX DUART MARTINS SILVA

Graduado em Engenharia de Alimentos (bacharelado) pela União das Faculdades dos Grandes Lagos (2009), Mestrando em Ciências Ambientais pela Universidade do Estado de Minas Gerais (UEMG - Unidade Frutal). Atualmente gerente de produção da empresa no setor alimentício - Arts Pão Industria de Produtos Congelados. Experiência na área de licenciatura, professor nas disciplinas Matemática, Física, Geografia na Escola Estadual Presidente Tancredo Neves.

ISABELA LOPES LIMA ARAÚJO

Bacharelado em Engenharia Ambiental. Pesquisadora em Iniciação Científica

ISADORA GURJON GOMES

Bacharelado em Engenharia Ambiental. Pesquisadora em Iniciação Científica

ITALO FELIPE DA SILVA

Graduando em Engenharia Sanitária e Ambiental pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte (IFRN).

JANDIRA LEICHTWEIS

Possui graduação em engenharia ambiental e sanitária pela Universidade Federal da Fronteira Sul e atualmente é doutoranda do programa de pós graduação em engenharia ambiental da Universidade Federal de Santa Maria, em que trabalha com síntese de novos fotocatalisadores suportados para o aprimoramento de processos oxidativos avançados para o tratamento de águas residuais. A autora possui 10 artigos publicados em revistas e 2 capítulos de livro.

JOSÉ ARILSON DE SOUZA

Doutor em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente. Mestre em Administração. Professor da Universidade Federal de Rondônia - UNIR, Departamento de Ciências Contábeis.

KATIANNE ASSUNÇÃO SILVA E SILVA

Graduada em Direito pela Universidade do Estado de Minas Gerais- Campus Frutal (2013).Pós Graduada em Direito Civil e Processual Civil pela Universidade do Estado de Minas Gerais- Campus Frutal (2016/2018). Pós-Graduada em Direito Ambiental pela Faculdade Única de Ipatinga- Grupo Prominas (2020). Pós-graduanda em Direito de Família e Sucessões pela Faculdade Única de Ipatinga - Grupo Prominas. Estagiária de pós-graduação da 1ª Promotoria do Ministério Público do Estado de Minas Gerais (Meio ambiente e Civil). Mestranda em Ciências Ambientais na Universidade do Estado de Minas Gerais - Campus Frutal (2021-2023).

LANA MACHADO ALVES

Técnica em Controle Ambiental pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte (IFRN). Estagiou na Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte

AUTORES

(CAERN). Graduanda em Engenharia Sanitária e Ambiental pelo IFRN. E também estagiária no Núcleo de Análises de Águas Alimentos e Efluentes (NAAE).

LUCIANA LEAL PIMENTEL OLIVEIRA

Engenheira Sanitarista e Ambiental pela UFPA. Mestre em Recursos Hídricos. Atualmente é docente do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará no curso Tecnologia em Gestão Ambiental no Campus Bragança. Coordenadora do Curso Tecnologia em Gestão Ambiental em Icoaraci pelo Programa Forma Pará. Coordenadora do Curso Técnico Subsequente em Agropecuária. Possui experiência na área de Engenharia Sanitária e Ambiental, com ênfase em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, atuando em Gestão de Recursos Hídricos, Riscos e Acidentes Ambientais, Saneamento e Saúde Pública.

LUCILIA DO CARMO GIORDANO

Bacharelado em Engenharia Ambiental. Mestrado em Conservação e Manejo de Recursos. Doutorado em Geociências e Meio Ambiente. Professora Universitária

MARIA ISABEL CRISTINA B. MAYRINK.

Doutora em Bioquímica Aplicada pela Universidade Federal de Viçosa. Mestre em Agroquímica pela Universidade Federal de Viçosa. Graduada em Bacharel e Licenciado em Química pela Universidade Federal de Viçosa. Professora Titular da Faculdade Dinâmica do Vale do Piranga (FADIP) nos seguintes cursos: Mestrado Profissional em Ensino de Ciências da Saúde e do Ambiente (PROCISA) e nos cursos de graduação: Farmácia e Nutrição.

MARÍLIA ASSUNÇÃO MENDONÇA

Possui graduação em Licenciatura Plena em Química e Bacharel em Química Tecnológica pelo Centro Universitário da Fundação Educacional de Barretos (2006). Mestra e Doutoranda em Microbiologia Agropecuária pela Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal - FCAV/UNESP. Atualmente é docente efetiva da Prefeitura Municipal e Frutal e da Secretaria de Estado de Educação de Minas Gerais.

MIRELA BEATRIZ SILVA

Bacharelado em Engenharia Civil. Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental

NICOLY WELTER

Possui graduação em engenharia ambiental e sanitária pela Universidade Federal da Fronteira Sul e atualmente é mestranda do programa de pós graduação em engenharia ambiental da Universidade Federal de Santa Maria, em que trabalha com síntese de novos fotocatalisadores suportados para o aprimoramento de processos oxidativos avançados para o tratamento de águas residuais. A autora possui 2 artigos publicados em revistas e 2 capítulos de livro.

NOARA MODESTO PIMENTEL

Engenheira florestal, doutora em Ciências Florestais pela UnB, consultora nas áreas de aproveitamento dos produtos da sociobiodiversidade pelos Povos e Comunidades Tradicionais. Desenvolvedora do negócio: https://fibrasdoquilombo.com.br/

OMAR OURO SALIM

Doutorando em Administração na Universidade de Brasília.

AUTORES

OSANIA EMERENCIANO FERREIRA

Possui graduação em Ciências Biológicas pela Universidade do Norte Paulista (2005), Doutora e Mestre em Microbiologia Agropecuária pela Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal - FCAV/UNESP (2015). Atualmente é Docente Efetiva da Universidade do Estado de Minas Gerais, no Mestrado em Ciências Ambientais e nos Cursos Superiores de Tecnologia em Alimentos e Agronomia. Desenvolve pesquisas nas áreas de Microbiologia Aplicada, com ênfase a Agroindústria e ao Ambiente. Atuando junto ao setor produtivo da cana-de-açúcar (Produção de açúcar, etanol, cachaça) e de alimentos (qualidade microbiológica).

PAULA CHRISTINE DANTAS DE LIMA PEREIRA DOS SANTOS

Graduanda em Engenharia Sanitária e Ambiental pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte (IFRN).

REGINA MÁRCIA LONGO

Bacharelado em Engenharia Agronômica. Mestrado em Engenharia Agrícola. Doutorado em Engenharia Agrícola. Pós-doutorado em Recuperação de Áreas Degradadas. Professora Universitária

RENAN SALAZAR TCHECHEN

Bacharelado em Engenharia Ambiental. Especialização em Engenharia de Saúde e Segurança do Trabalho. Mestrando em Engenharia Civil e Ambiental. MBA em Gestão de Negócios

ROSANE FREIRE BOINA

Graduada em Engenharia Ambiental pela Universidade Estadual Paulista "Julio de Mesquita Filho" (FCT - UNESP). Mestre e Doutora em Engenharia Química pela Universidade Estadual de Maringá (UEM). Professora Assistente Doutora do Departamento de Química e Bioquímica da FCT - UNESP.

SEBASTIÃO RENATO VALVERDE

Engenheiro Florestal, mestre e doutor em Ciência Florestal pela UFV - CREA/MG: 49982 - Professor Titular do Departamento de Engenharia Florestal (DEF) da UFV nas áreas de Política, Legislação, Planejamento e Gestão Florestal na graduação e Pós-graduação; - Diretor Geral da Sociedade de Investigações Florestais (SIF); - Autor de vários capítulos de livros, livros, artigos científicos e técnicos; - Colunista dos principais sites e blogs da área florestal; - Revisor de artigos científicos; - Orientador na pós-graduação nas linhas de pesquisa de Manejo Florestal das subáreas de Política e Legislação Florestal e Administração Florestal; -Assistente na subcomissão da reforma do Código Florestal sob a relatoria dos Deputados José Aldo Rebelo e Paulo Piau; - Coordenador de eventos nas áreas sobre políticas florestais; - Expositor na Audiência no STF sobre as Adin do Código Florestal em 2014

SELMA CLARA DE LIMA

Engenheira Produção FAESA e Civil MULTIVIX

SIARA SILVESTRI

Possui graduação em Química pela Universidade Estadual de Ponta Grossa e doutorado em Química: Inorgânica pela Universidade Federal de Santa Catarina. Atualmente é pesquisadora de pós-doutorado no departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Maria em que trabalha na produção de novos materiais, compósitos, óxidos fotocatalisadores ancorados em biochar, hidrochar, polímeros, cerâmica e papel com aplicação na área de processos oxidativos avançados frente a degradação de poluentes atmosféricos e hídricos, incluindo fármacos,

AUTORES

corantes e pesticidas, além de lixiviado de aterro sanitário. A autora possui 35 artigos publicados em revistas e 6 capítulos de livro.

VALTER GOMES

Mestrando em Mestrado Profissional em Ciências da Saúde e do Ambiente, inicio em 08/2020 com termino programado em 24 meses, pela FADIP-PROCISA, Ponte Nova -MG, Faculdade Dinâmica do Vale do Piranga. Possui graduação em Medicina pela Universidade Federal de Juiz de Fora (1990). Pós-graduação em Pediatria lotado no Hospital Federal Jesus, em programa de residência medica reconhecida pelo MEC período de 1991 a 1993, portador de titulo de Pediatria conferido pelo CFM - Conselho Federal de Medicina. Pós graduação em Medicina Ocupacional pela FELUMA- Fundação Educacional Lucas Machado - Belo Horizonte - MG, período de 1995 a 1996. Titulo de especialista conferido pelo CFM, em Medicina do Trabalho. Especialização em Saúde Pública na Faculdade do Futuro de Manhuaçu-MG. Atualmente é Servidor Federal Efetivo desde Novembro de 2013, Concurso Publico da Universidade Federal de Viçosa. Medico Perito Unidade SIASS - Sistema Integrado de Assistência a Saúde do Servidor. Lotado na DSS - Divisão de Saúde, Segurança e Qualidade de Vida. Tem experiência na área de Medicina Preventiva com ênfase em Medicina Ocupacional, atuando principalmente nas seguintes áreas: Pediatria , Saúde Publica , Medicina Ocupacional. Trabalho apresentado seguintes temas: Piomiosíte Tropical, AIDS. Funcionário da Companhia Agrícola Pontenovense de Junho/2001 a Dezembro/2013 como Medico do Trabalho responsável pelo SESMET. Medico do Trabalho Sênior Pela FIEMG - Federação das Indústrias do estado de Minas Gerais período de fevereiro/2010 a abril/2012. Atuou em Clinica Medica nos Municípios de Rio Casca , período de 1993 a 1997; Clinica Medica no Município de Ponte Nova, período de 1993 a 1998; Atuação no Município de Jequeri, período de 1994 a 2006 em Programa de Saúde da Família - PSF. Medico Plantonista em Hospitais nos municípios de Abre Campo, Hospital Santana de Jequeri, Hospital - Fundação Peres de São Pedro dos Ferros. Já cursou as Disciplinas de Pós-Graduação, Mestrado: Bioprospecção de Metabólitos Se

WESLLEY DE ANDRADE SILVA

Graduando em Engenharia Sanitária e Ambiental pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte (IFRN).

YASMIN VIEIRA

Possui graduação em química bacharel e Industrial pela Universidade de Passo Fundo, atualmente é doutoranda em Físico-química pelo Programa de Pós-graduação em Química da Universidade Federal de Santa Maria, em que trabalha com o desenvolvimento de novos materiais adsorventes e catalisadores para remediação e degradação de poluentes ambientais. A autora possui 16 artigos publicados em revistas e 3 capítulos de livro.

www.poisson.com.br
contato@poisson.com.br

@editorapoisson

https://www.facebook.com/editorapoisson